

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FAGNER BREDÁ DE LARA

**A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM
DIFERENTES SUBSTRATOS DE UM RIO LITORÂNEO NO
PARANÁ, BRASIL**

CURITIBA

2011

FAGNER BREDAS DE LARA

**A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM
DIFERENTES SUBSTRATOS DE UM RIO LITORÂNEO NO
PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora Doutora Márcia Santos de Menezes

CURITIBA

2011



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO




PARECER

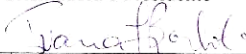
Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Fagner Breda de Lara** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

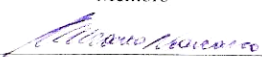
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 23 de fevereiro de 2011.


BANCA EXAMINADORA:


Prof.ª Dra. Márcia Santos de Menezes
Orientadora e Presidente


Prof.ª Dra. Ivana de Freitas Barbola
Membro


Prof. Dr. Mário Antonio Navarro da Silva
Membro

Visto:


Prof.ª Dra. Lucélia Donatti
Coordenadora do PPG-ECO

AGRADECIMENTOS

Especialmente agradeço a Deus, pelas oportunidades concedidas no caminho do aprendizado e na extensa pesquisa da pós-graduação.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, através da bolsa concedida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná e sua coordenadora, Professora Doutora Lucélia Donatti, pela oportunidade do desenvolvimento desta dissertação e pelo auxílio em eventos científicos.

À Professora Doutora Márcia Santos de Menezes, minha orientadora, pela paciência, orientação, competência em Limnologia e suporte de conhecimentos acadêmicos que viabilizaram a realização desta pesquisa.

Ao Professor Doutor Marcelo Rocha Aranha por esses anos de convivência, aprendizado e ajuda.

À professora Ana Tereza pelo ensinamento e ajuda no entendimento das análises estatísticas.

A minha amada mãe Leda, pelo apoio em toda a minha vida mesmo sem saber ao certo o que eu estudo. Ao meu pai Luiz pelo companheirismo e risadas nos momentos de descontração. Ao meu irmão Luiz pela amizade e por estar comigo em todos os momentos.

À Mariana, por ser a melhor companheira que um ser humano poderia querer e por estar comigo em mais um momento especial. Obrigado por fazer parte da minha vida.

Aos meus amigos de laboratório, Débora, Vinícius, Vanessa e Karine, pela ajuda nas coletas e pelos momentos de alegria que fazia com que oito horas na lupa não fosse tão estressante. Em especial a Suellen e Ana Carolina, por me lembrarem de datas importantes, pelas sugestões, críticas e ajuda na dissertação, pelo companheirismo em todas as aulas e sugestões sobre casamento.

A todos que me ajudaram durante a realização deste trabalho.

“A educação sozinha não transforma a
sociedade, sem ela tão pouco a
sociedade muda”

Paulo Freire

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS	ix
RESUMO.....	x
ABSTRACT	xii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. ÁREA DE ESTUDO	8
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
4. ANÁLISE DOS DADOS	16
5. RESULTADOS.....	17
<i>Fatores Abióticos</i>	17
<i>Estrutura e composição dos macroinvertebrados</i>	17
<i>Distribuição entre os microhábitats</i>	24
<i>Índices Bióticos</i>	34
6. DISCUSSÃO.....	39
7. CONCLUSÃO	45
8. REFERÊNCIAS	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Precipitação mensal no município de Morretes (média das precipitações mensais de 2000 a 2009; fonte: Simepar apud Gonçalves & Aranha, 2004)..... 8

Figura 2. Bacia do Rio Sambaqui (linha preta), no município de Morretes e a localização das estações amostrais (PA: Ponto A, PB: Ponto B, PC: Ponto C, PD: Ponto D, PE: Ponto E, PF: Ponto F, PG: Ponto G e PH: Ponto H). Fonte: SUDHERSA, 2007 10

Figura 3. Diferenças médias na diversidade de macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrais do Rio Sambaqui ($P > 0,05$). 23

Figura 4. Riqueza Taxonomica (S) e Diversidade de Shannon-Weaner (H') encontradas nos substratos folhiço, cascalho, areia, rocha de corredeira e vegetação marginal, em cada estação amostral. A= ponto A, B= ponto B, C= ponto C, D= ponto D, E= ponto E, F= ponto F, G= ponto G e H= ponto H. Durante a coleta não foi encontrado substratos do tipo rocha de corredeira e cascalho no ponto F e rocha de corredeira e folhiço no ponto H. 25

Figura 5. Análise de Correspondência do ponto A. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “●” representam os táxons amostrados..... 27

Figura 6. Análise de Correspondência do ponto B. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “●” representam os táxons amostrados..... 28

Figura 7. Análise de Correspondência do ponto C. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “●” representam os táxons amostrados..... 29

Figura 8. Análise de Correspondência do ponto D. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “●” representam os táxons amostrados..... 30

Figura 9. Análise de Correspondência do ponto E. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “●” representam os táxons amostrados..... 31

Figura 10. Análise de Correspondência do ponto F. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, , F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2 e V3 = vegetação marginal 3). “●” representam os táxons amostrados..... 32

Figura 11. Análise de Correspondência do ponto G. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “●” representam os táxons amostrados..... 33

Figura 12. Análise de Correspondência do ponto H. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2 e V3 = vegetação marginal 3). “●” representam os táxons amostrados..... 34

Figura 13. Dendograma de Similaridade (Bray-Curtis) das estações amostrais através dos escores padronizados dos índices bióticos no Rio Sambaqui,PR. 39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação de qualidade da água, significado dos valores do Biological Monitoring Work Party Escore System para serem utilizadas nas representações cartográficas de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988). 15

Tabela 2. Classificação de qualidade da água e significado dos valores índice do BMWP'-ASPT (Average Score Per Taxon) de acordo com Mandaville (2002). 15

Tabela 3. Classe de qualidade e significado dos valores do índice EPT de acordo com Carrera & Fierro (2001). 16

Tabela 4. Padronização dos escores dos índices bióticos utilizados em quatro categorias diagnósticas. 16

Tabela 5. Valores obtidos para mensurações de pH, temperatura do ar (°C) e temperatura da água (°C) nos oito pontos amostrais ao longo do rio Sambaqui, Morretes, PR. 17

Tabela 6. Abundâncias dos táxons e preferência de macroinvertebrados bentônicos por substrato (abundância superior a 40%) ao longo dos oito pontos de estudo no rio Sambaqui, PR. A= ponto A, B= ponto B, C= ponto C, D= ponto D, E= ponto E, F= ponto F, G= ponto G, H= ponto H, Substr= substrato, Ar= areia, Ca=cascalho, Fo= folhiço, Ro= rocha de corredeira e Ve= vegetação marginal. 18

Tabela 7. Valores de riqueza taxonômica (S), riqueza taxonômica padronizada (S'), diversidade de Shannon-Wiener (H') e abundância total (N) nos oito pontos amostrais, rio Sambaqui, Morretes, PR. 23

Tabela 8. Porcentagem das famílias encontradas nos oito pontos de coleta ao longo do Rio Sambaqui, PR (A= ponto A, B= ponto B, C= ponto C, D= ponto D, E= ponto E, F= ponto F, G= ponto G e H= ponto H). Em negrito, as maiores abundâncias em cada ponto. 35

Tabela 9. Valores e pontuações obtidos para os três índices bióticos aplicados nos oito pontos amostrais e respectivas classificações da qualidade da água do rio Sambaqui, Morretes, PR. 38

RESUMO

A fauna de macroinvertebrados bentônicos é estruturada por fatores físicos e químicos que determinam os microhábitats. A composição e preferência de macroinvertebrados bentônicos por diferentes hábitats foram estudadas em oito estações amostrais em um gradiente de integridade ambiental em um rio costeiro do estado do Paraná. Cinco substratos foram amostrados em cada estação: folhiço, areia, cascalho, rocha de corredeira e vegetação marginal. Para a coleta dos exemplares foi utilizado amostrador do tipo Surber (30 x 30cm) e rede delta com malha de 250µm. Foi calculada a riqueza (número de táxons), comparados por meio do teste de rarefação e o índice de Diversidade de Shannon- Weaner comparados por meio do teste t *diversity* entre os oito pontos. A Análise de Correspondência foi calculada para verificar se haviam diferenças entre os microhábitats. Foram aplicados três índices bióticos (BMWP', BMWP'-ASPT e EPT) para cada estação amostral, as classificações foram padronizadas e testadas pelo índice de similaridade de Bray-Curtis. Foram coletados 28.387 indivíduos distribuídos em 186 táxons. O teste t demonstrou uma diferença entre as diversidades dos pontos mais a montante do rio com o ponto mais a jusante. Ocorreu uma diminuição da proporção de *Traverhyphes* sp. (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) ao longo dos pontos, e um aumento da proporção de Chironominae (Diptera), *Lopescladius* sp. (Diptera, Chironomidae) e Oligochaeta. As maiores riquezas e diversidades de organismos foram registradas na vegetação marginal, enquanto que areia e cascalho apresentaram os menores valores destes índices. Alguns táxons apresentaram preferência por um tipo de substrato. A Análise de Correspondência (CA) demonstrou uma distinção entre os tipos de substratos de forma que substratos com características parecidas se mantiveram próximos. O dendograma obtido pela similaridade entre os pontos para os índices bióticos padronizados separou os pontos em dois grupos distintos. Possivelmente, a separação das estações amostrais se deve as diferentes condições ambientais encontradas ao longo do rio. As ordenações obtidas nas análises de correspondência em cada ponto demonstraram uma especificidade dos táxons em relação aos microhábitats que ocupam, corroborando com estudos realizados em outras localidades.

Palavras-chave: Inseto aquático, distribuição espacial, substrato, índice biótico, riacho costeiro.

ABSTRACT

The benthic macroinvertebrate community is structured by physical and chemical factors that define microhabitats. The composition of benthic macroinvertebrates and preference by different habitats were studied at eight sampling stations in a longitudinal gradient of environmental integrity in a coastal river of the state of Parana. Five substrates were sampled at each station, litter, sand, gravel, rock and riparian vegetation. For the collection of specimens Surber sampler (30 x 30cm) and delta network was used with 250µm mesh. We calculated richness (number of taxa), compared by means of the rarefaction diversity index and Shannon-Weaner compared using test t diversity among the eight points. Correspondence Analysis (CA) was calculated to verify whether there were differences between microhabitats. We applied three biotic index (BMWP 'BMWP'-ASPT and EPT) for each sampling station, the ratings were standardized and tested by the similarity Bray-Curtis. index We collected 28.387 individuals belonging to 186 taxa. The t test showed a difference between diversities of the most upstream of the river to the point further downstream. There was a lower proportion of *Traverhyphes* sp. (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) over the points, and an increased proportion of Chironominae (Diptera), *Lopescladius* sp. (Diptera, Chironomidae) and Oligochaeta. The highest richness and diversity of organisms were recorded in marginal vegetation while sand and gravel had the lowest values of these indices. Some taxa showed a preference for one type of substrate. Correspondence Analysis (CA) showed a distinction between types of substrates so that ones with similar characteristics have remained close. Dendrogram obtained by the similarity between points through standardized biotic index points separated into two groups. Possibly, the separation of the sampling stations is due to different environmental conditions encountered along the river. The ranking obtained in the correspondence analysis in each point show a specificity of taxa in relation to microhabitats that they occupy, corroborating studies in other locations.

Keywords: Aquatic insect, spatial distribution, substratum, biotic index, coastal stream.

1. INTRODUÇÃO

A principal fonte de água doce no planeta localiza-se no escoamento de águas da superfície sendo que mais da metade destes escoamentos ocorre na Ásia e América do Sul (Tundisi *et al.*, 2006). Neste cenário, a posição do Brasil ganha destaque devido à enorme descarga de água doce fluvial, representando 53% de toda a produção de água doce da América do Sul (Rebouças, 1999).

Segundo Barbosa & Espíndola (2003), a diferença entre rios e os demais ecossistemas aquáticos é o fluxo unidirecional. Embora a construção de reservatórios confira características lênticas a determinados setores do rio, estes continuam a exportar unidirecionalmente os produtos gerados na bacia de drenagem. De acordo com Batista (2008), rios são ambientes característicos de uma dinâmica resiliente a perturbações hidrológicas naturais. Dentre as perturbações, os pulsos de cheia e seca irão influenciar na distribuição dos organismos, podendo criar novos habitats o qual será habitado por grupos de acordo com suas especificidades, sendo que a capacidade do sistema para reconstruir-se frente a um distúrbio está ligada a sua qualidade de resistência (resiliência) (Lake, 2000).

O termo riacho refere-se àquela parte de um sistema fluvial qualquer, idealmente pouco ou não alterado pela ação antrópica deletéria (Castro 1999). São rios de pequena ordem, com áreas de inundação não persistentes (Sabino & Castro 1990). As correntes podem ter velocidades entre 0,1 a 1,7 m/s, em gradientes que podem variar entre gradientes de corredeiras com rochas e pedras até poços e pequenos remansos (Esteves & Aranha 1999). Nos riachos litorâneos tem-se uma heterogeneidade ambiental claramente perceptível e tendem a ocorrer em curtas extensões, sendo que essas diferenças são influenciadas pela declividade e proximidade do mar, tendo variações no tipo de fundo, profundidade e características físicas e químicas da água (Uieda & Castro, 1999). Tais variações são ainda influenciadas pelas ações de trombas d'águas, as quais resultam na desestruturação das comunidades, levando ao aumento na diversidade pela quebra da dominância por algumas espécies. Os riachos litorâneos do Paraná são de pequeno porte e baixa vazão (com

aumento somente em curtos períodos de chuva), o que torna esses ambientes instáveis (Aranha, 2000).

Devido à sua alta produtividade e diversidade, a Floresta Atlântica está entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo, apresentando apenas 10% de sua cobertura original no estado do Paraná (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2010). Esta grande devastação atinge igualmente os rios, que se encontram em estágio avançado de degradação (Baptista *et al.*, 1998), estando sujeitos a uma grande variedade de distúrbios ambientais, como: alterações com o uso e a ocupação da bacia de drenagem a que pertencem, desmatamento da vegetação marginal e fontes de poluentes industriais, agrícolas e domésticas entre outros (Silveira, 2004). Tais distúrbios são responsáveis pelo assoreamento e homogeneização do leito do rio diminuição da diversidade de habitats e microhabitats, além da ocorrência de eutrofização artificial e enriquecimento orgânico (Goulart & Callisto, 2003).

Dentre as ações antrópicas que atingem estes ecossistemas, a substituição da mata ripária pela agricultura e/ou áreas de pastagem acaba alterando as características físico-químicas do rio (Mesa, 2010). Tais alterações interferem na distribuição dos macroinvertebrados, a qual é determinada pela associação entre a vegetação marginal e o ambiente lótico, incluindo interações entre características geomorfológicas do leito do rio, uso da terra, tipo de substrato, condição hidrológica, temperatura da água, disponibilidade de recursos alimentares, e o hábito das espécies (Merritt & Cummins, 1996; Bispo & Oliveira, 1998; Ribeiro & Uieda, 2005; Silveira *et al.*, 2006). A preferência por um ou outro substrato é determinado primeiramente pela ovoposição e desenvolvimento do organismo, podendo ser modificada mais tarde pela deriva passiva ou pela migração ativa (Baptista *et al.*, 2001a). Além disso, a velocidade da correnteza pode controlar a viabilidade e suporte nos substratos, pois pode oferecer ambientes distintos em áreas de remanso e corredeira. Desta forma, os diferentes tipos de substratos suportam uma assembléia particular de macroinvertebrados devido às suas especificidades (Buss *et al.*, 2004), sendo que, dificilmente é possível definir um modelo comum de distribuição para todos os rios (Baptista *et al.*, 2001b).

A complexidade do microhabitat, dependendo da época do ano, fornece um refúgio para as espécies contra grandes correntezas (Taniguchi & Tokeshi, 2004), além de servir como fonte de alimento e proteção contra predadores (Richardson, 1992). Apesar destas características gerais, o substrato é um aspecto complexo do ambiente físico e determinar exatamente o seu papel é mais complexo, uma vez que interage com outros fatores ambientais (Hawkins, 1984; Allan, 1995).

A alta devastação dos ambientes dulciaquícolas originou a necessidade urgente de manutenção das fontes hídricas e, conseqüentemente, a elaboração de modelos e estratégias eficazes e de fácil aplicação para manejo, recuperação, e preservação desses recursos. Por esta razão, estudos relacionados a estes ambientes vêm adquirindo importância crescente nos últimos anos (Da-Silva *et al.*, 2003).

O monitoramento de ambientes aquáticos tem como objetivos, criar base de dados, monitorar a situação dos locais amostrados, montar ferramentas para a avaliação ambiental e servir como base na gestão ambiental. Ou seja, para que se tenha o estabelecimento das condições homeostáticas de ambientes naturais é necessário que seja realizado monitoramento destas áreas o que possibilitaria a tomada de ações corretivas (Freire *et al.* 2008). Neste contexto, o biomonitoramento se destaca por ser um uso sistemático de respostas biológicas a fim de se avaliar possíveis mudanças no ambiente com objetivo de utilizar esta informação em um programa de controle de qualidade (Rosenberg & Resh, 1993).

Esta necessidade influenciou a criação de novas técnicas de monitoramento. Dentre elas, o biomonitoramento se destaca por elevar o conceito de “estado ecológico da água”, fazendo com que os limites impostos pelas análises físicas e químicas sejam superados, uma vez que as comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais verificadas durante um período de tempo mais amplo, evidenciando as condições críticas que poderão ter ocorrido durante esse período (Baptista, 2008). De acordo com Willians *et al.* (2003), a conservação da água deve ser integrada com a da terra a fim de assegurar por longo tempo a sustentabilidade ecológica e sócio-

econômica. De maneira geral, a solução dos problemas ligados ao recurso hídrico não depende somente do monitoramento, mas do conjunto de fatores como: os processos de gerenciamento, as competências e a capacidade das instituições envolvidas, as condições sócio-políticas que determinam o plano de manejo hídrico e a disponibilidade de investimento (Mugnai & Gatti, 2008).

Dentre as diferentes metodologias de biomonitoramento, a análise utilizando os macroinvertebrados bentônicos, é considerada por muitos autores como a mais utilizada na evolução dos ecossistemas aquáticos (Buss *et al.*, 2003; Figueroa *et al.*, 2003). Sua utilização como indicadores biológicos se deve, principalmente, a algumas características particulares: são extremamente abundantes e diversos, o que faz com que demonstrem amplamente a qualidade ambiental, já que suas espécies reagem de diferentes formas a poluentes; natureza relativamente sedentária, fazendo com que reflitam as condições locais; possuem ciclos de vida proporcionalmente longos comparando-se com os organismos do plâncton que em geral tem ciclos de vida em torno de horas, dias, 1 ou 2 semanas; os macroinvertebrados bentônicos podem viver entre semanas, meses e mesmo mais de 1 ano, como no caso da ordem Odonata, revelando padrões temporais; e são relativamente fáceis de identificar, além de apresentar metodologia de coleta simples e de baixo custo, que não afetam adversamente o meio ambiente (Callisto & Esteves, 1998; Buss *et al.*, 2003; Callisto *et al.*, 2004; Loyola, 1994; Silveira, 2004).

No Paraná o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) apresenta dentre suas atribuições executar o monitoramento ambiental, em especial da quantidade de qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, do ar e do solo. Suas atividades são realizadas desde 1992, ano em que foi instituído junto com a criação da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, sendo que a rede de monitoramento de qualidade de água compreende cerca de 190 estações entre rios e reservatórios (IAP, 2011).

A macrofauna bentônica compreende um grupo heterogêneo de organismos, com mais de 0,5mm de comprimento, que vivem associados ao substrato de fundo. (Mugnai *et al.* 2010). São comumente usados em

diagnósticos de qualidade de corpos d'água, já que em conjunto com fatores físicos e químicos, evidenciam as condições do presente e do passado destes ambientes (Loyola, 1994).

Com base em padrões gerais de tolerância, sensibilidade, distribuição geográfica e valor indicativo dos macroinvertebrados bentônicos, diversos índices bióticos foram desenvolvidos, os quais são comumente utilizados em avaliações da qualidade da água (Silveira, 2004; Baptista, 2008). Tais índices consistem em atribuir um “valor” para cada espécie com base em sua tolerância ao impacto. Dentre tais índices, o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP; Armitage *et al.*, 1983), e suas variações (BMWP-ASPT; Walley & Hawkes, 1997 e BMWP-CETEC; Junqueira & Campos, 1998), são atualmente as mais conhecidas. Outros índices utilizados são: *Biotic Condition Index* (Winget & Mangun, 1979), Índice Biótico Esteso (IBE; Ghetti, 1997) e *Family Biotic Index* (Hilsenhoff, 1987, 1988) (Baptista *et al.*, 2007).

Diferentes metodologias como: modelos de predição de impacto, protocolos de avaliação rápida e índices multimétricos também são utilizadas para o biomonitoramento em ecossistemas aquáticos (Buss *et al.*, 2003; Silveira *et al.*, 2005; Baptista, 2008). Entretanto, a maioria dos índices bióticos utilizados no Brasil são criados em países estrangeiros, refletindo a realidade de seus ecossistema. Desta forma, sua utilização deve ser realizada com cautela sendo necessário avaliar a eficiência destes índices nas nossas ecorregiões (Buss *et al.* 2003).

Um índice particularmente utilizado no estado do Paraná é o índice BMWP'. Este índice teve origem na Inglaterra, quando um grupo de trabalho foi criado para discutir e sintetizar o conhecimento sobre os diversos índices utilizados naquela região (Baptista, 2008). Esta ferramenta de biomonitoramento consiste em dispor as famílias de macroinvertebrados aquáticos em grupos, seguindo um gradiente de menor à maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica (Loyola, 1994). O BMWP sofreu alterações na sua forma e foi adaptado para os rios da península Ibérica por Alba-Tercedor (1996), gerando o BMWP' e posteriormente o IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Work Party Escore System*) (Walley & Hawkes, 1997),

sendo adaptado para o Brasil e é utilizado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) para o biomonitoramento de corpos d'água (Loyola, 2000).

Visando corrigir o fato que rios maiores possuem maior diversidade de famílias taxonômicas, e tornar assim o índice BMWP mais eficiente, criou-se o sistema denominado, BMWP'-ASPT (*Average Score Per Taxon*), que tem como finalidade calcular a razão entre o valor obtido do somatório total no cálculo do BMWP, e o número de famílias pontuadas na amostra, desta forma o índice sofre uma correção e não é influenciado tanto pelo tamanho do rio (Baptista, 2008).

O índice EPT (Porcentagem das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na amostra) é utilizado, junto a outras métricas, por inúmeros autores (Oliveira & Froehlich, 1997; Goulart & Callisto, 2003; Silva, 2005; Silveira *et al.*, 2005; Pastuchova, 2006; Baptista *et al.* 2007) para se levantar a qualidade de um ambiente aquático de maneira rápida e simples. Neste índice são considerados todos os organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera presentes na amostragem, sendo calculada a abundância relativa destas ordens em relação ao número total de organismos da amostra. A qualidade da água é maior quanto maior for a abundância relativa desses táxons no local. Essa medida é baseada no conhecimento de que, em geral, a maioria dos organismos dessas ordens é mais sensível à poluição orgânica (Resh & Jackson, 1993; Rosenberg & Resh, 1993; Carrera & Fierro, 2001).

Apesar da sua grande importância para o monitoramento biológico e do crescente número de trabalhos relacionados, o conhecimento ecológico dos macroinvertebrados bentônicos está muito aquém do satisfatório (Bispo & Oliveira, 1998; Baptista *et al.*, 1998). A alta devastação ameaça os ambientes naturais antes mesmo da realização de estudos que buscam levantar a sua fauna presente ou apresentam inventários desatualizados que necessitam ser atualizados devido a novos registros ou evolução da taxonomia (Rocha, 2002). Esta falta de conhecimento ocorre em todos os táxons e em todos os biomas (Agostinho *et al.*, 2005). Segundo Rocha (2002), menos de 30% da biodiversidade da água doce é conhecida atualmente, entretanto Agostinho *et al.* (2005), destacam que o número de espécies nos ecossistemas aquáticos

continentais brasileiros é ainda aproximado e de difícil estimativa. Tal situação acaba por comprometer a eficiência de proteção dos ecossistemas, pois esta depende da capacidade de distinção dos efeitos das ações antrópicas das variações naturais (Mugnai *et al.*, 2010). Assim há uma grande dificuldade na distinção entre padrões de comunidades causados por ações antrópicas daqueles gerados por processos naturais (Baptista *et al.*, 1998). Identificações precisas de distintos habitats em ambientes aquáticos são colocadas como uma importante ferramenta em programas de monitoramento (Buffagni *et al.*, 2000).

Segundo Mugnai & Gatti (2008), o primeiro estágio para a conservação da biodiversidade é descrevê-la, mapeá-la e medí-la, pois somente conseguiremos conservar o que conhecemos. Além disso, a adequada aplicação de uma determinada metodologia requer, para muitas situações, um conhecimento prévio sobre os aspectos ecológicos destes organismos (Buffagni *et al.*, 2000; Baptista *et al.*, 2001a; Williams *et al.*, 2003). Desta forma, é importante conhecer a distribuição e abundância dos macroinvertebrados entre diferentes habitats, além disso, um estudo de cunho ecológico deste grupo virá a acrescentar informações valiosas sobre sua distribuição no estado e auxiliar na elaboração de ferramentas de monitoramento cada vez mais eficientes.

Com isso, o presente trabalho teve como objetivo geral levantar a fauna de macroinvertebrados bentônicos em diferentes condições ambientais no rio Sambaqui, Morretes - Paraná. Especificamente, buscou-se:

- 1- Realizar levantamento dos macroinvertebrados em 8 trechos da bacia do rio Sambaqui;
- 2- Verificar a ocorrência dos organismos em diferentes substratos;
- 3- Comparar a composição da comunidade de cada substrato em diferentes condições de interferência humana.
4. Avaliar a qualidade da água nos diferentes trechos por meio de índices bióticos que utilizam macroinvertebrados como bioindicadores.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Sambaqui está localizado no município de Morretes (25° 31'S, 48° 44'W) estado do Paraná, Brasil. Este município possui uma área de aproximadamente 687,54 Km², distribuída em serras, colinas e planícies, com uma população superior a 16 mil habitantes (IBGE, 2010) e um clima úmido e quente com grandes oscilações de temperatura.

Os riachos que originam o rio Sambaqui nascem na Área de Proteção Ambiental da Serra do Mar, especificamente na Serra da Prata, e este desemboca no rio Sagrado (S25°31'13.86" W48°45'0.74"). Sua extensão é de aproximadamente 11,2 Km com características de rio de serra com fundo pedregoso, apresentando um assoreamento em trechos mais a jusante, onde se tem uma maior concentração de habitantes e ocorrência de pequenos cultivos, aumentando a degradação e a retirada da vegetação ripária original. De acordo com a classificação de Köppen (1948), o clima da região é Cfb (subtropical úmido, mesotérmico) apresentando a ocorrência de chuvas ao longo de todo o ano, com um período de seca entre os meses de maio e agosto e precipitações intensas nos meses de dezembro e fevereiro (Simepar apud Gonçalves & Aranha, 2004) (Fig. 1).

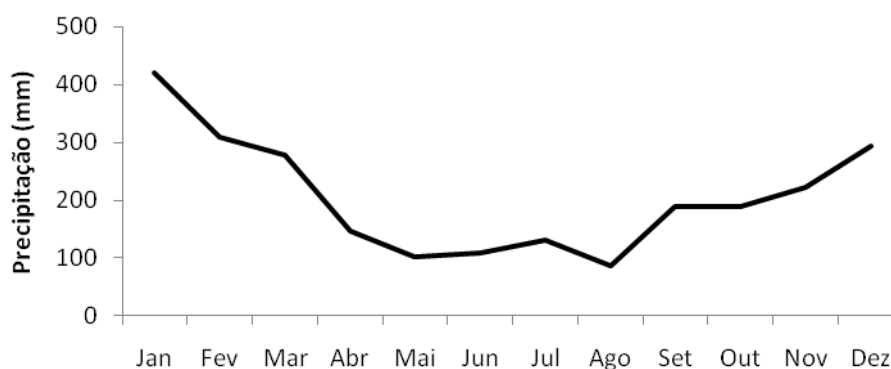


Figura 1. Precipitação mensal no município de Morretes (média das precipitações mensais de 2000 a 2009; fonte: Simepar apud Gonçalves & Aranha, 2004).

Os pontos amostrais foram selecionados estrategicamente com o objetivo de apresentar diferentes graus de interferência humana. Com isso, foram selecionadas oito estações amostrais ao longo do rio, sendo que, do ponto A ao ponto H, o grau de interferência humana aumenta (Fig. 2).

O ponto A (S25°34'50,7" W48°43'23") apresenta elevação de 63 metros acima do nível do mar, largura de 1,85 metros e se caracteriza por haver predomínio de rápidos compostos por rochas grandes, com profundidade rasa (< 40 cm) em cerca de 80% do trecho. Seu substrato é predominantemente composto por rochas e areia, aproximadamente 80%, com pequena quantidade de argila e silte. Apresenta vegetação marginal de aproximadamente 20 metros em ambos os lados constituída de árvores de grande porte com sombreamento de 80%, seu entorno é constituído por clareiras e poucas casas (Fig. 3).

O ponto B (S25°34'28,3" W48°43'34,0") ocorre a uma elevação de 44 metros acima do nível do mar, largura de 1,55 metros sendo caracterizado por apresentar corrente moderada na sua maioria e poucas corredeiras. A maior parte da estação apresenta profundidade média (40cm a 1m), com predomínio de rochas grandes (60%) e rochas médias (30%), com areia em apenas 10% do trecho. A vegetação marginal é de aproximadamente 30 metros para a esquerda e 15 metros para a direita, constituída de espécies herbáceas nativas e exóticas e vegetação arbórea nativa com sombreamento de 90%. Seu entorno apresenta poucas moradias (Fig. 3).

O ponto C (S25°34'15,9" W48°43'41,1") se encontra a 34 metros do nível do mar, largura de 1,76 metros, apresenta rápidos em 90% de sua extensão com profundidade rasa (< 40 cm) em 70% de sua extensão. Neste trecho se encontra uma grande porcentagem de areia (60%), seguido de rochas grandes e médias e uma pequena quantidade de cascalho. A vegetação marginal é preservada e apresenta aproximadamente 30 metros para ambos os lados, sendo constituída por vegetação herbácea e arbórea predominantemente natural com sombreamento de 70% (Fig. 3).

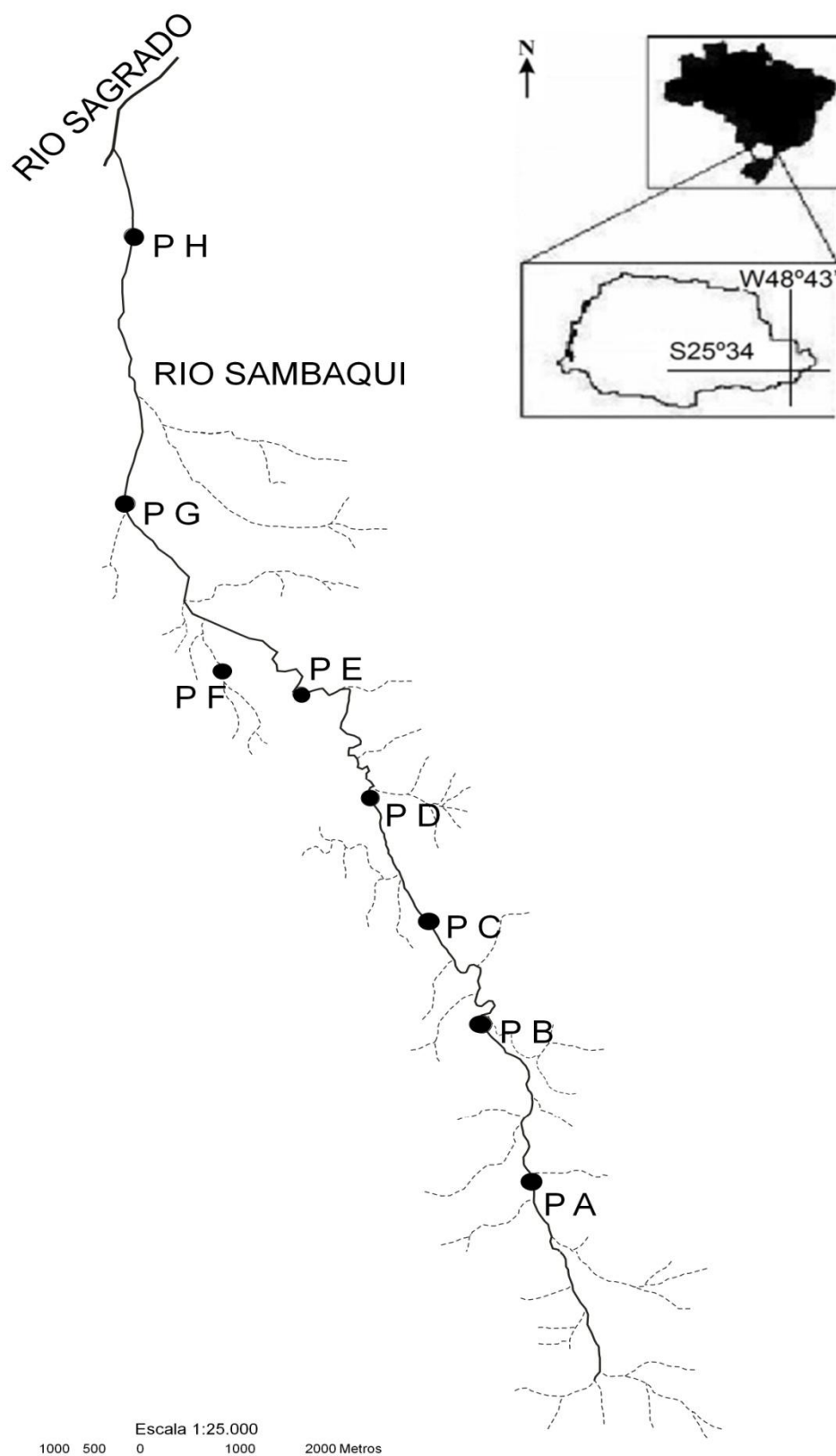


Figura 2. Bacia do Rio Sambaqui (linha preta), no município de Morretes e a localização das estações amostrais (PA: Ponto A, PB: Ponto B, PC: Ponto C, PD: Ponto D, PE: Ponto E, PF: Ponto F, PG: Ponto G e PH: Ponto H). Fonte: SUDHERSA, 2007.

O ponto D (S25°33'44,1" W48°43'57,9") apresenta elevação de 19 metros acima do nível do mar, largura de 2,51 metros, uma pequena quantidade de rápidos e uma maior quantidade de remansos, e sua profundidade média é de 50cm ao longo do trecho. Neste ponto, ocorre um predomínio de rochas médias e pequenas (60%), seguido de areia e uma pequena quantidade de rochas grandes, silte e folhiço. A vegetação marginal é de aproximadamente 5 metros, composta por espécies herbáceas predominantemente exóticas como capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) e vegetação arbórea mista (exótica e nativa), com sombreamento de aproximadamente 20%. A ocupação no entorno apresenta pequeno cultivar e moradias, além de haver margens erodidas (Fig. 3).

O ponto E (S25°33'14,0" W48°44'14,5") se encontra a 17 metros do nível mar e largura de 3,36 metros. Aproximadamente 90% do trecho é composto por áreas de remanso e 10% de rápidos, a profundidade na maior parte do trecho é rasa (< 40 cm). O substrato é na maioria composto por areia (80%), seguido de rochas pequenas e médias e uma pequena quantidade de microhabitats com silte. A vegetação marginal é de aproximadamente 5 metros em ambos os lados com vegetação herbácea nativa e exótica, vegetação arbórea predominantemente nativa, com sombreamento de aproximadamente 90%. Seu entorno é constituído de um pequeno vilarejo próximo, que faz com que tenha muitas casas nas proximidades (Fig. 3).

O ponto F (S25°33'08,5" W48°44'35,8") apresenta elevação de 12 metros acima do nível do mar, largura média de 2 metros, baixa velocidade de corrente e profundidade média em todo o trecho inferior a 40 centímetros. A maior parte da estação é composta por areia (90%), seguido de silte. A vegetação marginal é de aproximadamente 2 metros em ambos os lados com sombreamento de 60%, apresenta vegetação arbórea predominantemente exótica com ocorrência de herbáceas exóticas. Seu entorno é composto por plantações de maracujá e chuchu, o que faz com que este ponto apresente uma alta erosão em suas margens, além disso, este ponto se encontra numa

área de criação de suínos, fazendo com que se tenha uma grande quantidade de esterco próximo a margem o rio (Fig. 3).

O ponto G (S25°32'32,9"; W48°44'56,5") se encontra a 10 metros do nível do mar, largura de 4,6 metros, com correnteza moderada (lêntica) e profundidade rasa (< 40 cm) na maior parte do trecho. Aproximadamente, 30% do canal é composto por fundo de areia, com 50% de pedras pequenas e cascalho e silte com 20%. A vegetação marginal é de cerca de 3 metros para cada margem com sombreamento de 80%, apresenta vegetação herbácea e arbórea com espécies exóticas e nativas. Seu entorno é constituído de plantações de maracujá, verduras e campo abandonado, além de uma grande quantidade de trilhas (Fig. 3).

O ponto H (S25°31'37,2" W48°44'57,6") se encontra após o cruzamento do rio com a rodovia BR-277. Encontra-se a 6 metros acima do nível do mar, largura de 1,59 metros com remansos e profundidade média de 40 cm na maior parte do trecho. Seu fundo é predominantemente composto por areia (80%), seguido de pedras e uma pequena quantidade de silte e argila. A vegetação marginal é de aproximadamente 1 metro para ambos os lados com predomínio de espécies exóticas, e sombreamento de aproximadamente 80%. No seu entorno há uma área aberta com presença de herbáceas e arbustos e áreas agrícolas (Fig. 3).

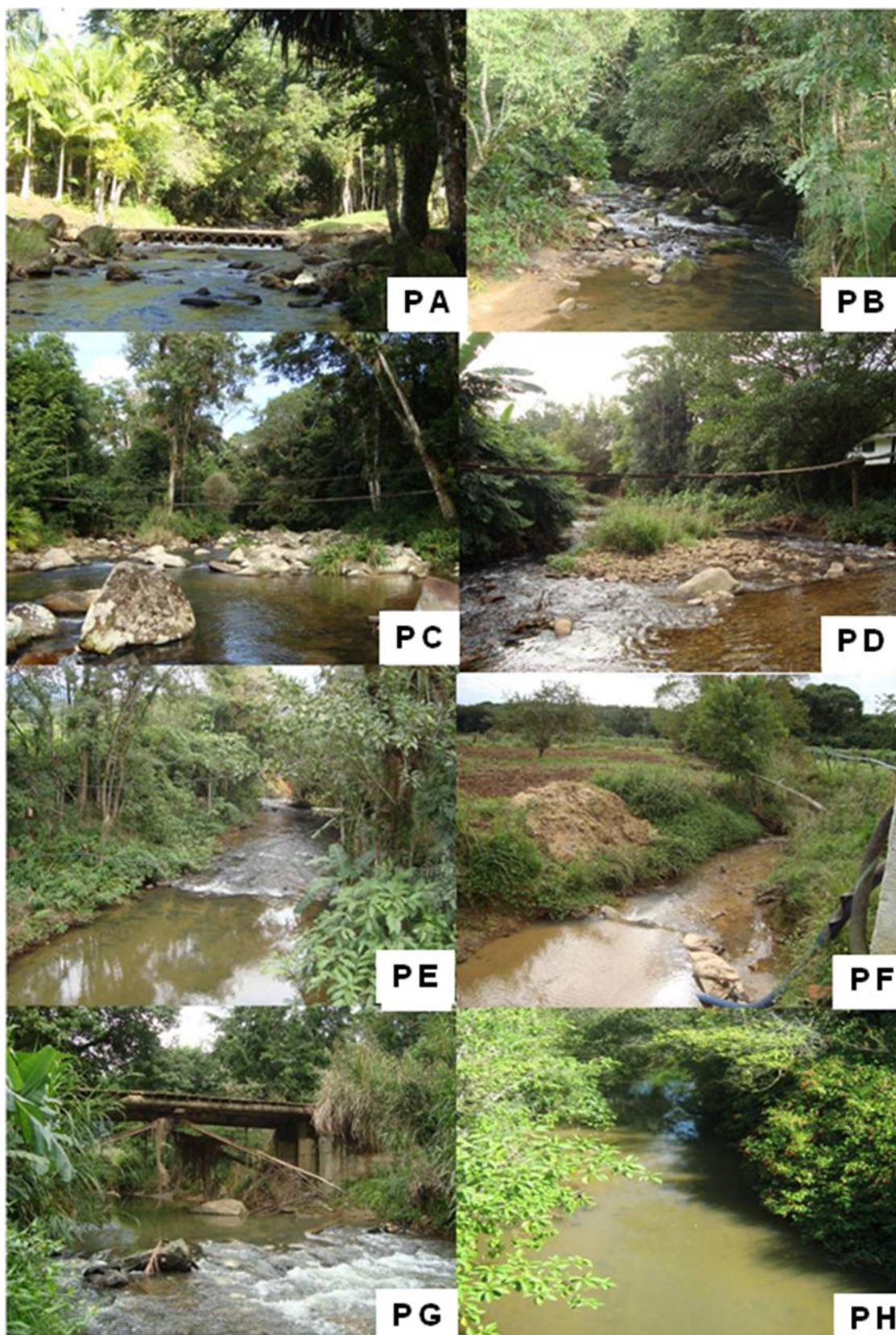


Figura 3. Rio Sambaqui, Morretes – PR. Aspecto geral das estações amostrais (PA: Ponto A, PB: Ponto B, PC: Ponto C, PD: Ponto D, PE: Ponto E, PF: Ponto F, PG: Ponto G e PH: Ponto H).

Amostragens

No total o esforço amostral do presente estudo foi de 108 amostras ao longo do rio. As coletas foram realizadas nos meses de janeiro e março de 2009. Para a realização das coletas, foi utilizado um amostrador do tipo surber (30 x 30 cm) e rede delta (ambos com malha de 0,5 mm). O material coletado foi armazenado em sacos plásticos ou potes e fixados com formalina 10%. Em cada estação amostral, três pseudorréplicas foram coletadas de cada substrato (areia, cascalho, folhiço, rocha de corredeira e vegetação marginal). Em laboratório, as amostras foram triadas sob caixa de luz e os organismos encontrados foram identificados ao menor nível taxonômico possível e conservados em álcool 70%. Os organismos foram identificados com auxílio de chaves taxonômicas disponíveis (Domínguez *et al.*, 1994; Angrisano, 1995; Trivinho-Strixino & Strixino, 1995; Merrit & Cummins, 1996; Costa *et al.*, 2004; Salles *et al.*, 2004; Pes *et al.*, 2005; Passos *et al.*, 2007; Mugnai *et al.*, 2010).

Para a caracterização do ambiente, foram mensurados o pH e temperaturas da água e do ar em cada estação amostral, além de uma descrição da vegetação ripária e ciliar.

Foram aplicados três índices bióticos (BMWP', BMWP'-ASPT e EPT) em cada estação amostral.

O índice BMWP' (*Biological Monitoring Work Party Escore System*) foi determinado através da somatória dos pontos de cada família registrada que oscila entre 10 e 1: as famílias com maior sensibilidade recebem pontuações maiores decrescendo até 1 onde estão aquelas com maior tolerância, de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988), fazendo-se o enquadramento seguindo as cinco classes de qualidade de água (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação de qualidade da água, significado dos valores do *Biological Monitoring Work Party Escore System* para serem utilizadas nas representações cartográficas de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988).

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	CARACTERÍSTICAS
I	BOA	> 120 101-120	• Águas muito limpas (águas prístinas) • Águas não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado
II	ACEITÁVEL	61 - 100	• São evidentes efeitos moderados de poluição
III	DUVIDOSA	36 – 60	• Águas poluídas (sistema alterado)
IV	CRÍTICA	16 – 35	• Águas muito poluídas (sistema muito alterado)
V	MUITO CRÍTICA	< 15	• Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)

O índice BMWP'-ASPT (*Average Score Per Taxon*), é uma adaptação do índice anterior, obtido pelo resultado do cálculo do BMWP dividido pelo número de famílias pontuadas na amostra. A avaliação da qualidade de água é determinada pelos critérios apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação de qualidade da água e significado dos valores índice do BMWP'-ASPT (*Average Score Per Taxon*) de acordo com Mandaville (2002).

Valor BMWP-ASPT	Avaliação da Qualidade da Água
>6	Água Limpa
5-6	Qualidade Duvidosa
4-5	Provável Poluição Moderada
<4	Provável Poluição Severa

No índice EPT calculou-se a abundância relativa dos organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, em relação ao número total de organismos da amostra. Os resultados são comparados com os critérios propostos na Tabela 3.

Tabela 3. Classe de qualidade e significado dos valores do índice EPT de acordo com Carrera & Fierro (2001).

Porcentagem de EPT	Qualidade da Água
75% - 100%	Muito Boa
50% - 74%	Boa
25% - 49%	Regular
0% -24%	Ruim

Análise dos dados

Foram calculados a riqueza taxonômica e o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Krebs, 1989) para cada tipo de substrato em cada ponto amostral. Os valores obtidos para a diversidade total de cada ponto foram testados pelo teste t e o número de famílias encontradas em cada ponto foram comparados através do Qui-quadrado (Zar, 1999). A riqueza encontrada em cada estação amostral foi comparada através do teste de rarefação (Gotelli & Entsminger, 2011).

Para verificar a semelhança na abundância dos macroinvertebrados entre os substratos foi aplicado Análise de Correspondência (CA) (Ter. Braak & Prentice, 1988) utilizando as abundâncias dos táxons por amostra dos substratos em cada ponto.

Os escores dos índices bióticos foram agrupados nas quatro categorias diagnósticas do índice EPT (por serem as mais simples) e comparadas por estação amostral através do índice de similaridade de Bray-Curtis (Krebs, 1989) (Tabela 4).

Tabela 4. Padronização dos escores dos índices bióticos utilizados em quatro categorias diagnósticas.

	EPT	ASPT	BMWP'
0	•muito boa	•água limpa	•ótima
1	•boa	•água limpa	•boa
2	•regular	•qualidade duvidosa •poluição moderada	•aceitável •duvidosa
3	•ruim	•poluição severa	•crítica •muito crítica

3. RESULTADOS

Fatores Abióticos

Os valores de pH variaram de 6,87 a 7,41 (Ponto H e E, respectivamente). A menor temperatura do ar foi registrada no ponto A (20,9 °C) enquanto o ponto E apresentou a maior temperatura do ar (27,1 °C). A temperatura da água variou de 17,6 °C a 19,3 °C (ponto G e A, respectivamente) (Tabela 4).

Tabela 5. Valores obtidos para mensurações de pH, temperatura do ar (°C) e temperatura da água (°C) nos oito pontos amostrais ao longo do rio Sambaqui, Morretes, PR.

	Ponto							
	A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E	Ponto F	Ponto G	Ponto H
pH	7,33	7,1	7,12	7,22	7,41	7,22	7,03	6,87
temp. Ar (°C)	20,9	21,6	21,4	24,7	27,1	24,7	22,5	25
temp. água (°C)	19,3	19	18,6	19,2	18,6	19,2	17,6	18,5

Estrutura e composição dos macroinvertebrados

Foram coletados 28.387 indivíduos distribuídos em 186 táxons (Tabela 6). No geral, houve uma diminuição da abundância de *Traverhyphes* sp. (Ephemeroptera, Leptohyphidae) ao longo dos pontos, enquanto que a abundância de Chironominae sp.1 (Diptera, Chironomidae) aumentou com relação aos outros táxons (Tabela 6). Os pontos A, B, C, D, E e F apresentaram uma menor abundância do táxon *Lopescladius* sp. (Diptera, Chironomidae) com relação aos pontos G e H (Tabela 6). A Abundância de Oligochaeta (Annelida) oscilou dos pontos mais a montante (A, B, C e D) para o ponto G, e uma alta abundância no ponto próximo à criação de suínos (ponto F) (Tabela 6).

Tabela 6. Abundâncias dos táxons e preferência de macroinvertebrados bentônicos por substrato (abundância superior a 40%) ao longo dos oito pontos de estudo no rio Sambaqui, PR. A= ponto A, B= ponto B, C= ponto C, D= ponto D, E= ponto E, F= ponto F, G= ponto G, H= ponto H, Substr= substrato, Ar= areia, Ca=cascalho, Fo= folhoso, Ro= rocha de corredeira e Ve= vegetação marginal.

	Táxon	A	B	C	D	E	F	G	H	Substr
Polychaeta	Polychaeta	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta	Oligochaeta	97	41	65	24	126	134	78	2	Fo
Bivalvia	Bivalvia	-	-	2	-	6	26	3	-	Fo
Gastropoda										
Planorbidae	<i>Antillorbis</i> sp.	1	22	-	-	1	4	-	-	Fo
Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i> sp.	1	7	1	-	-	1	1	-	-
Acari										
Hydracarina	Hydracarina	3	18	10	1	4	4	2	4	Ar
Decapoda										
Aeglidae	<i>Aegla</i> sp.	26	-	-	-	-	-	-	-	Fo/Ca
Atylidae	<i>Potimirim</i> sp.	-	-	3	-	-	-	-	-	-
Palaemonidae	<i>Macrobrachium</i> sp.	7	-	1	-	-	-	-	-	-
Isopoda	Isopoda	-	21	-	-	-	-	-	-	-
Collembola	Collembola	2	1	1	2	-	6	-	-	Fo
Ephemeroptera										
Baetidae	<i>Americabaetis</i> sp.	169	143	91	155	42	20	-	24	Ve
	<i>Apobaetis</i> sp.	-	1	-	-	-	5	-	-	Ve
	<i>Aturbina</i> sp.	9	25	151	-	56	14	-	-	Ve
	<i>Baetodes</i> sp.	127	110	105	21	41	-	2	-	Ro
	<i>Callibaetis</i> sp.	62	4	3	-	6	6	-	-	Fo
	<i>Camelobaetidius</i> sp.	11	8	19	-	3	-	-	-	Ro
	<i>Cloedes</i> sp.	-	-	-	8	-	-	-	-	Ca
	<i>Iguaira</i> sp.	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	<i>Paracloeodes</i> sp.	106	76	26	12	46	13	1	17	Ve
	<i>Waltzophius</i> sp.	13	23	24	-	30	12	-	1	Ve
	<i>Zelus</i> sp.	57	11	6	4	-	-	-	14	Ve
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	-	-	-	-	1	34	1	-	Fo
Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i> sp.	37	43	78	28	124	1	-	6	Ro
	<i>Traverhyphes</i> sp.	863	7865	1800	84	88	109	-	1	Fo
	<i>Tricorythodes</i> sp.	52	325	130	5	24	4	-	-	Fo
	<i>Tricorythopsis</i> sp.	1	1	2	9	-	-	-	1	Ve
Leptophlebiidae	<i>Askola</i> sp.	-	2	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Farrodes</i> sp.	42	61	23	6	2	-	-	-	Fo/Ve
	<i>Massartella</i> sp.	1	1	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Miroculis</i> sp.	46	306	118	6	-	-	-	-	-
	<i>Thraulodes</i> sp.	-	-	1	2	-	-	-	-	Ve
	<i>Ulmeritoides</i> sp.	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	<i>Traverella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Não determinado		1	-	-	1	-	-	-	-	-

Tabela 6 (Continuação).

Táxon		A	B	C	D	E	F	G	H	Substr
Odonata										
Calopterygidae	<i>Hetaerina</i> sp.	12	18	11	-	9	3	-	6	Ve
Não determinado		-	1	3	-	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	<i>Argia</i> sp.	-	4	7	-	3	10	-	-	-
	<i>Acanthagrion</i> sp.	-	-	-	1	-	6	-	-	Ve
	<i>Oxyagrion</i> sp.	2	-	-	-	-	-	-	2	-
Não determinado		1	-	-	-	-	-	-	-	-
Corduliidae	<i>Navicordulia</i> sp.	-	-	-	-	-	6	-	-	-
Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i> sp.	8	8	17	-	3	2	-	-	Fo/Ve
Perilestidae	<i>Perilestes</i> sp.	-	2	-	3	-	-	-	-	-
Aeshnidae	<i>Coryphaesha</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	<i>Epigomphus</i> sp1.	10	-	2	1	-	-	-	-	Fo
	<i>Epigomphus</i> sp2.	2	1	-	-	-	-	-	-	Ca
	<i>Gomphoides</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Phyllocycla</i> sp.	7	15	11	-	6	60	-	-	Fo
	<i>Phyllogomphoides</i> sp.	3	-	-	-	9	21	-	-	Fo
	<i>Progomphus</i> sp.	1	26	11	3	2	16	1	-	Ar
Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i> sp.	3	1	-	-	-	-	-	-	Ve
	<i>Dythemis</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Elasmothermis</i> sp.	-	2	6	-	1	13	1	1	Fo/Ve
	<i>Elga</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Libellula</i> sp.	-	-	3	-	-	1	-	-	Ar
	<i>Macrothemis</i> sp.	-	-	3	-	-	-	-	-	-
	<i>Orthemis</i> sp.	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	<i>Oligoclada</i> sp.	4	2	-	-	-	-	-	-	Ve
	<i>Perithemis</i> sp.	7	1	-	-	4	13	-	-	-
Não determinado		1	-	1	-	-	2	-	-	-
Plecoptera										
Gripopterygidae	<i>Gripopteryx</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Paragripopteryx</i> sp.	1	-	-	1	3	-	-	-	Ro
	<i>Tupiperla</i> sp.	2	-	1	-	-	-	-	1	-
Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.	7	14	14	-	3	-	-	-	Ro
	<i>Kempnyia</i> sp.	3	2	-	2	-	-	-	-	Ve
Hemiptera										
Gerridae	<i>Trepobates</i> sp.	-	2	1	-	-	-	-	-	Ve
	<i>Metrobates</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Mesovellidae	<i>Mesovelia</i> sp.	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Vellidae	<i>Macrovelia</i> sp.	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	<i>Rhagovelia</i> sp.	104	55	17	4	6	15	-	2	Ve
Naucoridae	<i>Limnocoris</i> sp.	8	58	8	4	1	-	3	2	Ar
	<i>Ambrysus</i> sp.	2	1	2	-	-	-	1	-	Ve
Notonectidae	<i>Bueno</i> sp.	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Hebridae	<i>Hebrus</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera sp1	Hemiptera sp1.	3	-	3	1	-	2	-	-	Ve

Tabela 6 (Continuação).

	Táxon	A	B	C	D	E	F	G	H	Substr
Hemiptera sp2	Hemiptera sp2.	6	-	-	-	-	-	-	-	-
Coleoptera										
Curculionidae	Curculionidae	1	-	-	-	1	-	-	-	-
Dysticidae	<i>Laccophilus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Não determinado		-	1	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	<i>Cylloepus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	3	-
	<i>Heterelmis</i> sp.	264	1098	352	42	81	20	61	9	Fo
	<i>Heterelmis</i> sp.adulto	6	4	2	-	-	-	-	-	Ro
	<i>Hexacylloepus</i> sp.	4	2	11	2	14	-	4	-	Fo
	<i>Hexacylloepus</i> sp. adulto	-	2	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Hexanchorus</i> sp.	25	42	88	-	18	1	3	-	Fo/Ro
	<i>Hexanchorus</i> sp.adulto	-	-	4	-	-	-	-	-	-
	<i>Macrelmis</i> sp.	15	25	3	1	1	-	6	-	Fo
	<i>Macrelmis</i> sp.adulto	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Microcylloepus</i> sp.	1	4	34	2	5	8	6	2	Fo
	<i>Microcylloepus</i> sp. adulto	-	2	6	-	7	-	-	-	Ro
	<i>Neoelmis</i> sp.	2	14	-	-	7	-	3	-	Fo/Ro
	<i>Neoelmis</i> sp.adulto	13	2	-	-	2	-	-	-	-
	<i>Phanocerus</i> sp.	16	60	27	-	3	-	-	2	Fo
	<i>Promoresia</i> sp.	1	1	-	-	1	-	-	-	Fo
	<i>Xenelmis</i> sp.	-	2	2	-	1	-	-	-	Fo
Gyrinidae	<i>Gyretes</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Haliplidae	<i>Peltodytes</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydraenidae	<i>Hydraena</i> sp.	-	-	-	-	-	-	2	-	-
Hydrophilidae	<i>Enochrus</i> sp.	1	3	1	1	1	-	2	-	-
	<i>Paracymus</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Chaetarthria</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Limnichidae	<i>Laccobius</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Não determinado		-	-	-	-	-	-	-	1	-
Lutrochidae	<i>Lutrochus</i> sp.	3	22	6	1	5	2	1	-	Fo
Psephenidae	<i>Psephenus</i> sp.	5	6	18	5	3	-	4	1	Fo
Ptylodactilidae	<i>Anchycteis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	3	-	-
Staphilinidae	<i>Aploderus</i> sp.	16	155	5	33	1	-	4	2	-
	<i>Aploderus</i> sp.Adulto	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Não determinado		2	1	1	-	2	2	1	-	-
Megaloptera										
Corydalidae	<i>Corydalus</i> sp.	-	-	1	2	-	-	-	-	Ro
Trichoptera										
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.	18	123	6	6	1	7	1	1	Fo
Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.	16	1	28	-	-	-	-	-	Ca
Helycopsichidae	<i>Helicopsyche</i> sp.	-	2	1	-	-	3	-	-	Ar
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp.	3	2	5	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	-	-

Tabela 6 (Continuação).

	Táxon	A	B	C	D	E	F	G	H	Substr
Hydroptilidae	<i>Smicridea</i> sp.	12	44	24	-	11	-	4	1	Ro
	<i>Hydroptila</i> sp.	1	1	118	-	-	-	1	-	Ve
	<i>Ochrotrichia</i> sp.	6	-	10	-	3	-	-	-	Ro
	<i>Oxyethira</i> sp.	4	5	20	-	4	-	-	-	Ro
	<i>Rhyachopsyche</i> sp.	-	24	-	-	-	-	-	-	-
Não determinado		-	-	6	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.	36	56	28	2	12	8	1	-	Fo
	<i>Notalina</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Oecetis</i> sp.	6	6	-	-	3	-	1	-	Fo
	<i>Triplectides</i> sp.	9	36	2	6	-	-	-	5	Fo
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.	1	37	21	-	5	-	-	-	Ro
Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i> sp.	-	-	-	-	2	-	-	-	Ca/Ro
	<i>Polycentropus</i> sp.	-	2	2	-	-	2	-	-	Fo
Xiphocentroponidae	<i>Xiphocentron</i> sp.	-	5	-	-	-	-	-	-	Ro
Diptera		A	B	C	D	E	F	G	H	-
Blephariceridae	<i>Bibiocephala</i> sp.	-	6	2	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	<i>Seromyia</i> sp.	-	3	3	-	3	5	-	1	Fo
	<i>Atrichopogon</i> sp.	-	1	4	-	1	-	-	-	Fo
Chironomidae	Tanypodinae sp.	171	414	191	13	72	375	23	4	Fo
	<i>Corynoneura</i> sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-
	<i>Cricotopus</i> sp.	28	82	113	31	61	6	8	6	Ar
	<i>Lopescladius</i> sp.	32	33	11	18	20	58	122	133	Ar
	Orthocladinae sp1.	2	1	-	7	-	-	-	-	-
	Orthocladinae sp2.	-	-	-	1	-	-	-	-	-
	Orthocladinae sp3.	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	Orthocladinae sp4.	6	8	-	-	-	2	-	1	Fo/Ve
	Orthocladinae sp5.	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	Chironominae sp1.	569	1746	961	230	1059	600	328	185	Fo
	Chironominae sp2.	2	-	-	3	-	-	-	-	-
	Chironominae sp3.	21	1	-	8	-	-	-	-	-
	Chironominae sp4.	-	-	-	2	-	-	-	-	-
	Chironominae sp5.	-	-	-	3	-	-	-	-	-
	Chironominae sp6.	-	9	-	-	-	-	-	3	-
	Chironominae sp8.	57	64	51	-	144	29	4	-	Fo
	Chironominae sp9.	-	-	2	-	-	-	-	-	-
	Não determinado	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Culicidae	<i>Wyeomyia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	2	-	-
Dixidae	<i>Dixella</i> sp.	101	6	2	-	-	-	-	-	Ve
Empididae	<i>Chelifera</i> sp.	2	4	1	-	1	-	-	-	Fo
	<i>Clinocera</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	<i>Hemerodromia</i> sp.	2	-	2	1	3	2	-	-	-
	<i>Rhamphomyia</i> sp.	-	-	-	-	-	2	-	-	-
	Empididae sp2.	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	Não determinado	-	-	-	-	-	4	-	-	-

Tabela 6 (Continuação).

	Táxon	A	B	C	D	E	F	G	H	Substr
Psychodidae	<i>Pericoma</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Maruina</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	-	-
	Não determinado	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	11	25	8	13	12	-	1	32	Ro
Stratiomyidae	<i>Allognosta</i> sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-
	<i>Nemotelus</i> sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Tabanidae	<i>Chrysops</i> sp.	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	Não determinado	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	<i>Rhabdomastix</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tipulidae sp2.	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	<i>Hexatoma</i> sp.	-	2	4	4	1	-	1	1	Ca
Diptera sp1	Diptera sp1.	34	90	35	0	4	7	13	0	-
Não determinado		0	0	0	0	1	0	0	0	-
Lepidoptera	Lepidoptera	1	2	3	2	4	1	2	-	-
Outros		67	66	45	10	71	42	9	7	-
Total		3538	13691	5057	840	2304	1752	716	489	-

A maior abundância foi encontrada no ponto B com 13.691 indivíduos, onde foi verificada, também a maior riqueza ($S=108$), enquanto o ponto H apresentou a menor abundância (489 indivíduos) e o menor valor de riqueza ($S=41$) (Tabela 7). Com relação à diversidade, o maior valor foi encontrado no ponto A ($H'=4,40$) enquanto que a menor diversidade ocorreu no ponto B ($H'=2,69$) (Tabela 7).

Ao padronizar a abundância em cada estação amostral, verificou-se que, com exceção do ponto B que apresentou uma diminuição abrupta no seu valor de riqueza ($S'=37$), os demais pontos apresentaram uma leve diminuição sendo o maior valor registrado para o ponto A ($S'=53$) (Tabela 7). Os resultados obtidos pelo teste de rarefação demonstram uma diferença entre os pontos estudados, evidenciando que a riqueza de espécies do ponto A é maior que de todos os pontos. A riqueza encontrada nos pontos B, F, G e H não diferiram estatisticamente entre si, assim como, as registradas nos pontos C, D e E. Além disso, a riqueza do ponto H não difere estatisticamente do ponto E.

Quando comparadas as diversidades entre os pontos, verificou-se apenas que os pontos A, C, D e E apresentaram valores maiores que a do ponto H ($t_{1,4}=2,84$; $P < 0,05$, $t_{1,4}=3,00$; $P < 0,05$, $t_{1,4}=2,46$, $P < 0,05$ e $t_{1,4}=2,31$ e

$P < 0,05$, respectivamente) (Fig. 3). Além disso, a diversidade encontrada no ponto C diferiu do ponto G ($t_{1,4}=2,49$, $P < 0,05$) (Fig. 3).

Tabela 7. Valores de riqueza taxonômica (S), riqueza taxonômica padronizada (S'), diversidade de Shannon-Wiener (H') e abundância total (N) nos oito pontos amostrais, rio Sambaqui, Morretes, PR.

	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E	Ponto F	Ponto G	Ponto H
S	102	108	94	59	75	57	42	41
S'	53	37	46	45	43	42	29	38
H'	4,40	2,69	3,74	3,97	3,55	3,55	2,86	3,08
N	3538	13691	5057	840	2304	1752	716	489

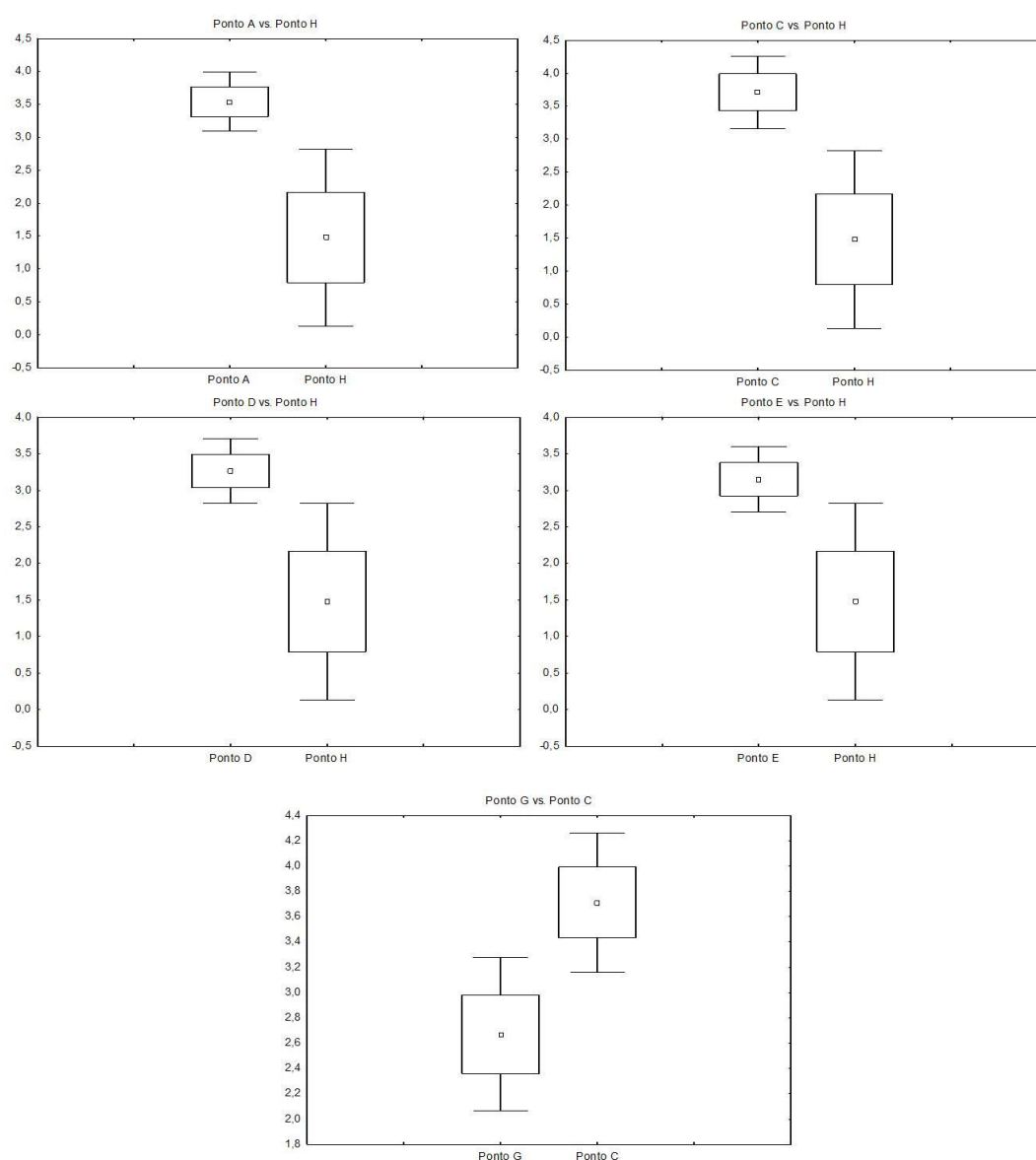


Figura 3. Diferenças médias na diversidade de macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrais do Rio Sambaqui ($P > 0,05$).

Distribuição entre os microhábitats

No ponto F, os substratos rocha de corredeira e cascalho não ocorreram durante o período de amostragem. No ponto H não foram encontrados rocha de corredeira e folhiço.

O substrato folhiço do ponto B foi o que apresentou maior abundância (11.661 indivíduos), enquanto que a menor abundância foi registrada no substrato vegetação marginal no ponto G (28 indivíduos). Dentre as três maiores riquezas taxonômicas encontradas, duas foram registradas no substrato vegetação marginal, nos pontos A (S=63) e B (S=59), e uma no folhiço no ponto B (S=60) (Fig. 4). Os menores valores foram encontrados no substrato cascalho no ponto G (S=12) e rocha de corredeira no ponto D (S=12), seguido do substrato areia no ponto G (S=13) (Fig. 4). Vegetação marginal também apresentou os maiores índices de diversidade ($H' = 4,37$ no ponto A, $H' = 4,29$ no ponto F e $H' = 4,27$ no ponto C) (Fig. 4), enquanto que os menores valores foram encontrados na areia ($H' = 1,36$ no ponto H e $H' = 1,78$ no ponto G), seguido do substrato folhiço no ponto B ($H' = 2,01$) (Fig. 4).

Embora 30 táxons tenham ocorrido em todos os substratos, 94 táxons apresentaram preferência por um determinado substrato (abundância superior a 40%). Folhiço foi preferido por 40 táxons, vegetação marginal foi preferida por 23 táxons, rocha de corredeira por 18 táxons, areia por sete táxons e cascalho por seis táxons. Sessenta e oito táxons foram restritos a somente um substrato, sendo a maioria composta por espécies raras (cinco ou menos indivíduos) (Tabela 6). De modo geral, os táxons *Traverhyphes* sp., *Caenis* sp. (Ephemeroptera, Caenidae), *Tricorythodes* sp. (Ephemeroptera, Leptohyphidae), *Phyllogomphoides* sp. (Odonata, Gomphidae), *Phyllocycla* sp. (Odonata, Gomphidae), *Oecetis* sp. (Trichoptera, Leptoceridae), *Nectopsyche* sp. (Trichoptera, Leptoceridae), *Tripletides* sp. (Trichoptera, Leptoceridae), *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae) e *Polycentropus* sp. (Trichoptera, Polycentropodidae), além dos pertencentes às ordens Coleoptera (*Microcylloepus* sp. (Elmidae), *Hexanchorus* sp. (Elmidae), *Promeresia* sp. (Elmidae), *Macrelmis* sp. (Elmidae), *Neoelmis* sp. (Elmidae), *Xenelmis* sp. (Elmidae), *Hexacylloepus* sp. (Elmidae) e *Heterelmis* sp. (Elmidae)) mostraram

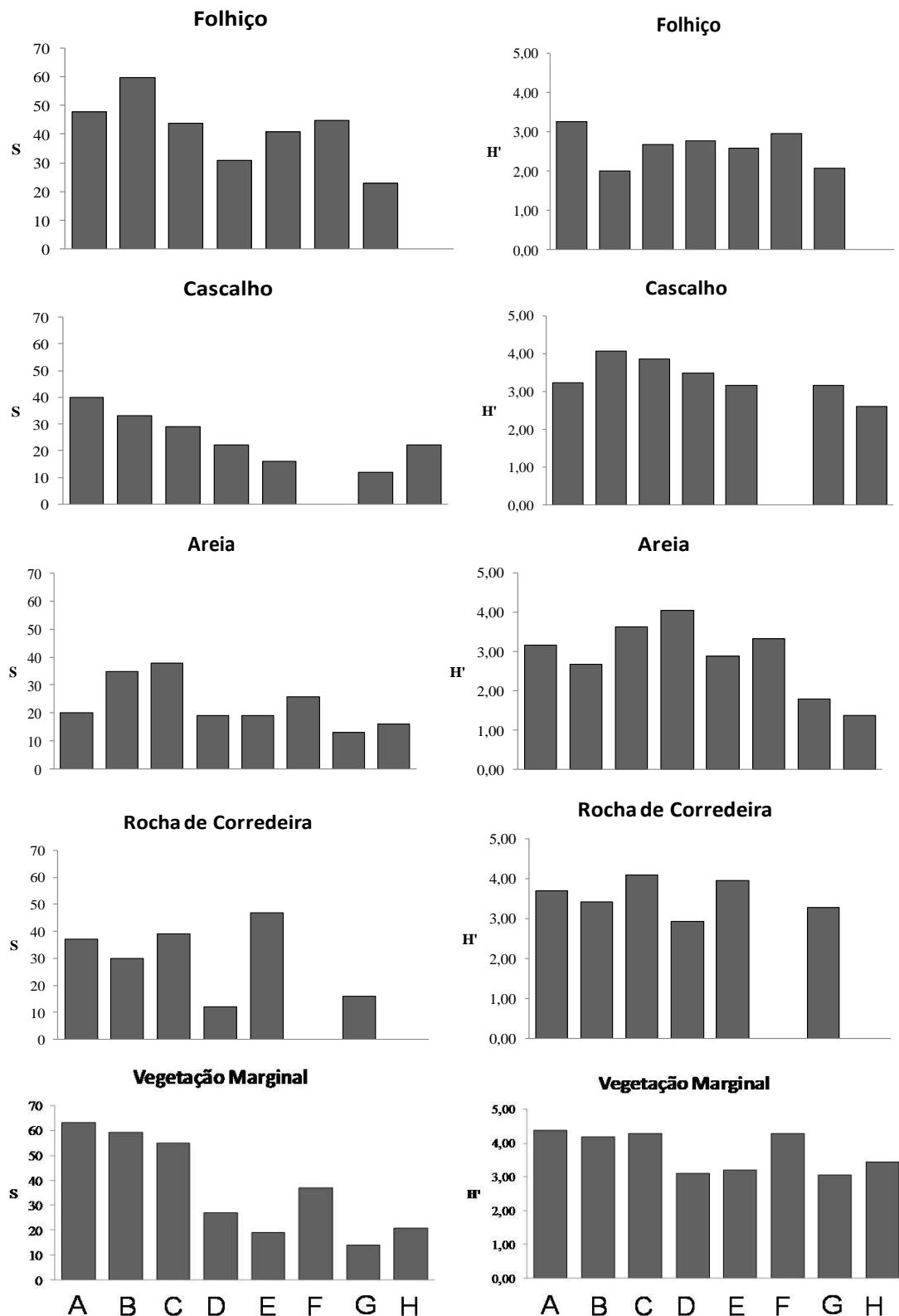


Figura 4. Riqueza Taxonomica (S) e Diversidade de Shannon-Weaner (H') encontradas nos substratos folhiço, cascalho, areia, rocha de corredeira e vegetação marginal, em cada estação amostral. A= ponto A, B= ponto B, C= ponto C, D= ponto D, E= ponto E, F= ponto F, G= ponto G e H= ponto H. Durante a coleta não foi encontrado substratos do tipo rocha de corredeira e cascalho no ponto F e rocha de corredeira e folhiço no ponto H.

preferência por folhço. *Cyrnellus* sp. (Trichoptera, Polycentropodidae), *Aegla* sp. (Crustacea, Decapoda, Aeglidae), *Mortoniella* sp. (Trichoptera, Glossomatidae), *Hexatoma* sp. (Diptera, Tipulidae), *Epigomphus* sp. (Odonata, Gomphidae) e *Cloeodes* sp. (Ephemeroptera, Baetidae), ocorreram preferencialmente no cascalho. Táxons como *Helycopsyche* sp. (Trichoptera, Helycopsichidae), *Cricotopus* sp. (Diptera, Chironomidae), *Lopescladius* sp., *Libellula* sp. (Odonata, Libellulidae) e *Limnocoris* sp. (Hemiptera, Naucoridae) ocorreram preferencialmente na areia. *Leptohyphes* sp. (Ephemeroptera, Leptohyphidae), *Baetodes* sp. (Ephemeroptera, Baetidae), *Camelobaetidius* sp. (Ephemeroptera, Baetidae), *Paragripopteryx* sp. (Plecoptera, Gripopterygidae), *Anacroneuria* sp. (Plecoptera, Perlidae), *Corydalus* sp. (Megaloptera, Corydalidae), *Simulium* sp. (Diptera, Simuliidae) e alguns Trichoptera (*Oxyethira* sp., *Ochrotrichia* sp. (Hydroptilidae), *Xiphocentron* sp. (Xiphocentroponidae), *Smicridea* sp. (Hydropsychidae), Hidroptilidae sp1 e *Chimarra* sp. (Philopotamidae)) tiveram preferência por rocha de corredeira. Membros da família Baetidae (*Aturbina* sp., *Apobaetis* sp., *Americabaetis* sp., *Paracloeodes* sp., *Waltzoyphius* sp. e *Zelus* sp.), e táxons como *Elasmothermis* sp. (Odonata, Libellulidae), *Heteragrion* sp. (Odonata, Megapodagrionidae), *Brechmorhoga* sp. (Odonata, Libellulidae), *Acanthagrion* sp. (Odonata, Coenagrionidae), *Hydroptila* sp. (Trichoptera, Hydroptilidae), *Rhagovelia* sp. (Hemiptera, Veliidae) e *Kempnyia* sp. (Plecoptera, Perlidae) ocorreram preferencialmente na vegetação marginal.

Os dois primeiros eixos da ordenação obtida pela Análise de Correspondência (CA) para o ponto A explicam juntos 44% da variação neste ponto. Sendo que a distribuição foi influenciada principalmente pelos substratos folhiço 1, folhiço 3 e vegetação 1, e pelos táxons *Traverhyphes* sp. e *Chironomidae* sp1. O eixo F1 é representado principalmente pelo táxon *Baetodes* sp. (Ephemeroptera, Baetidae) e pelas amostras do substrato rocha de corredeira. O eixo F2 é representado principalmente pelos táxons *Paracloeodes* sp. (Ephemeroptera, Baetidae), *Traverhyphes* sp., *Americabaetis* sp. e *Dixella* sp. (Diptera, Dixidae) e pelas amostras de vegetação marginal (Fig.5).

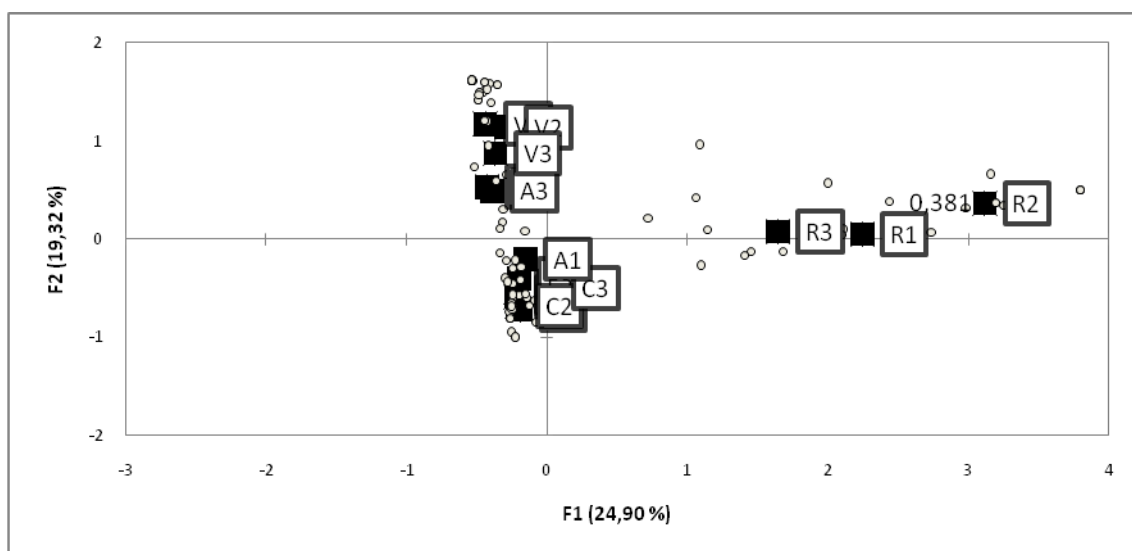


Figura 5. Análise de Correspondência do ponto A. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “○” representam os táxons amostrados.

A ordenação obtida pela CA do ponto B foi influenciada principalmente pelas amostras de folhiço e pelos táxons *Traverhyphes* sp. e Chironomidae sp1. O eixo F1 é representado principalmente pelos táxons *Baetodes* sp., *Smicridea* sp., *Chimarra* sp. (Trichoptera, Philopotamidae) e *Simullium* sp. e pelas amostras do substrato rocha de corredeira. O eixo F2 é representado principalmente pelos táxons *Aploderus* sp. (Coleoptera, Staphilinidae) e *Americabaetis* sp. e pelas amostras de vegetação marginal (Fig.6).

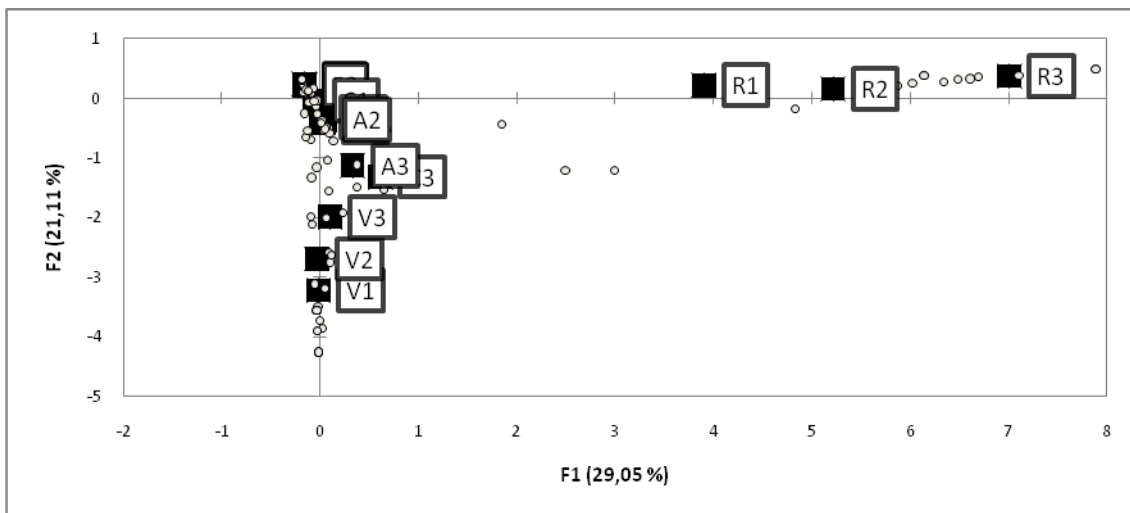


Figura 6. Análise de Correspondência do ponto B. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “○” representam os táxons amostrados.

A ordenação obtida pela CA do ponto C foi influenciada principalmente pelas amostras de folhiço e pelo táxon *Traverhyphes* sp.. O eixo F1 é representado principalmente pelo táxon *Baetodes* sp. e *Mortoniella* sp. e pelas amostras do substrato rocha de corredeira. O eixo F2 também é representado principalmente pelo táxon *Mortoniella* sp. e pelos substratos rocha de corredeira 3 e cascalho 2 (Fig.7).

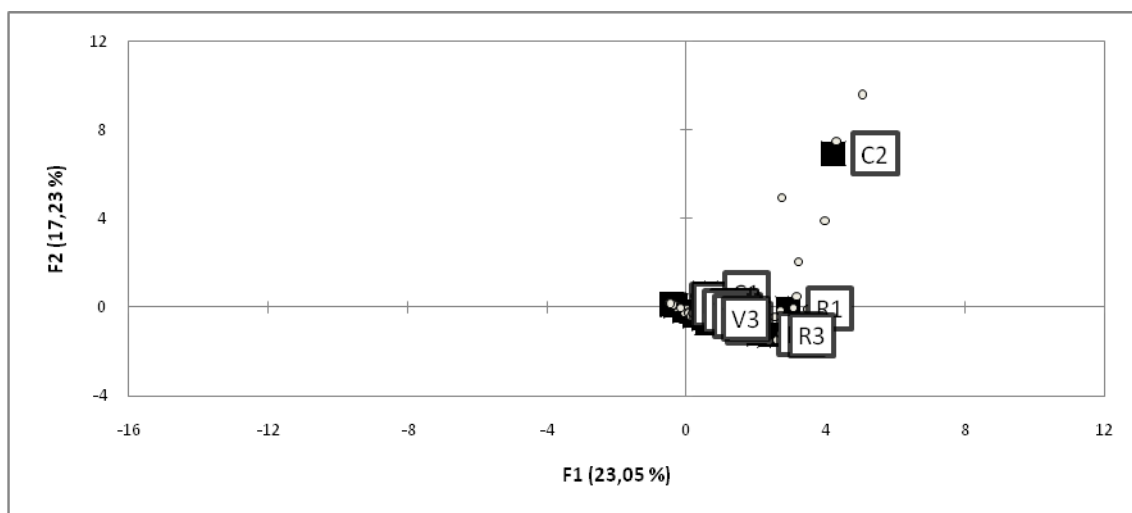


Figura 7. Análise de Correspondência do ponto C. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço 1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “○” representam os táxons amostrados.

A ordenação obtida pela CA do ponto D foi influenciada principalmente pelos substratos folhiço 3, folhiço 1 e vegetação marginal 2 e pelos táxons *Americabaetis* sp., *Traverhyphes* sp. e Chironomidae sp1. O eixo F1 é representado principalmente pelos táxons *Americabaetis* sp. e Chironomidae sp1, e pelos substratos folhiço 1, folhiço 3, vegetação marginal 1 e vegetação marginal 2. O eixo F2 é representado principalmente pelo táxon *Lopescladius* sp. e pelos substratos areia 1, areia 2 e cascalho 3 (Fig.8).

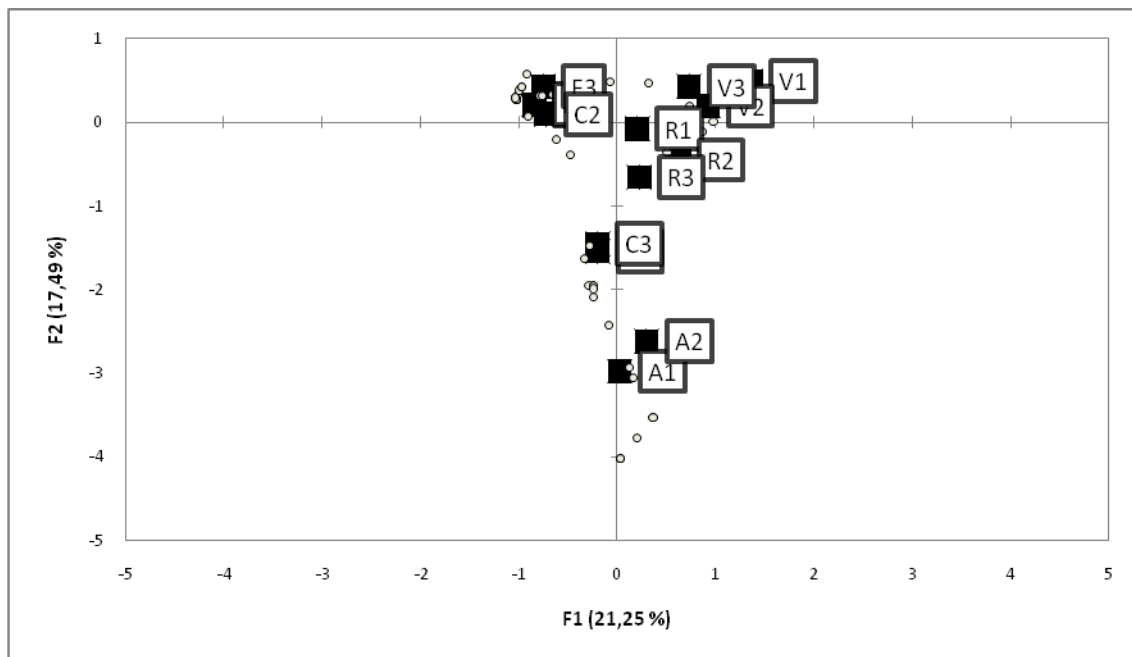


Figura 8. Análise de Correspondência do ponto D. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “○” representam os táxons amostrados.

A ordenação obtida pela CA do ponto E foi influenciada principalmente pelas amostras de folhiço e pelo táxon *Chironomidae* sp1. O eixo F1 é representado principalmente pelos táxons *Aturbina* sp. e *Waltzoyphius* sp., e pelas amostras de vegetação marginal. O eixo F2 é representado principalmente pelo táxon *Leptohyphes* sp., *Baetodes* sp. e pelos substratos rocha de corredeira 2, rocha de corredeira 3 e folhiço 2 (Fig.9).

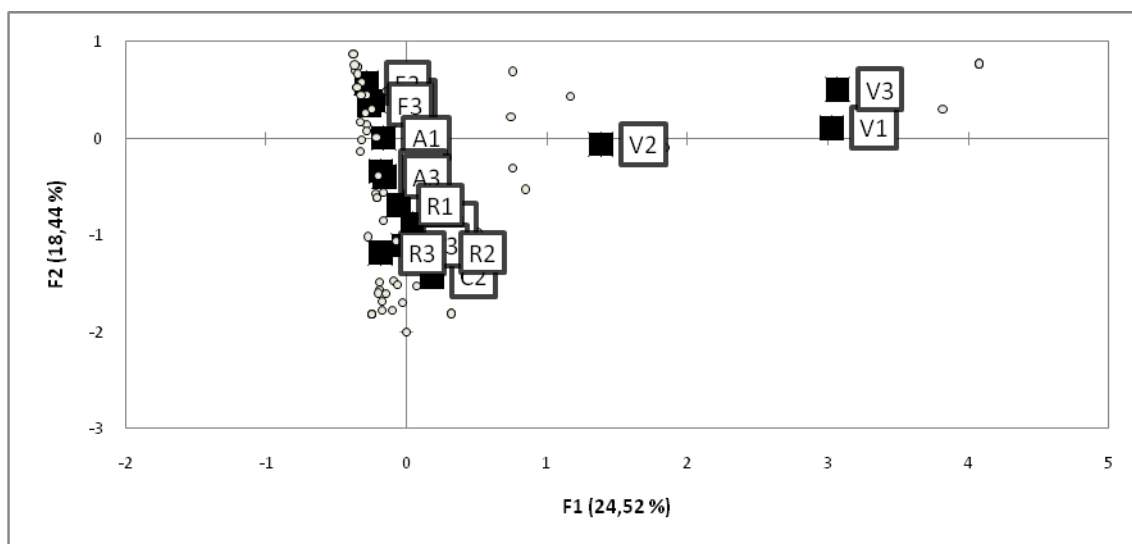


Figura 9. Análise de Correspondência do ponto E. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “○” representam os táxons amostrados.

A ordenação obtida pela CA do ponto F foi influenciada principalmente pelas amostras de folhiço e pelo táxon *Chironomidae* sp1. O eixo F1 é representado principalmente pelos táxons *Americabaetis* sp. e *Waltzoyphius* sp., e pelas amostras de vegetação marginal. O eixo F2 é representado principalmente pelo táxon *Lopescladius* sp. e pelo substrato areia 3 (Fig.10).

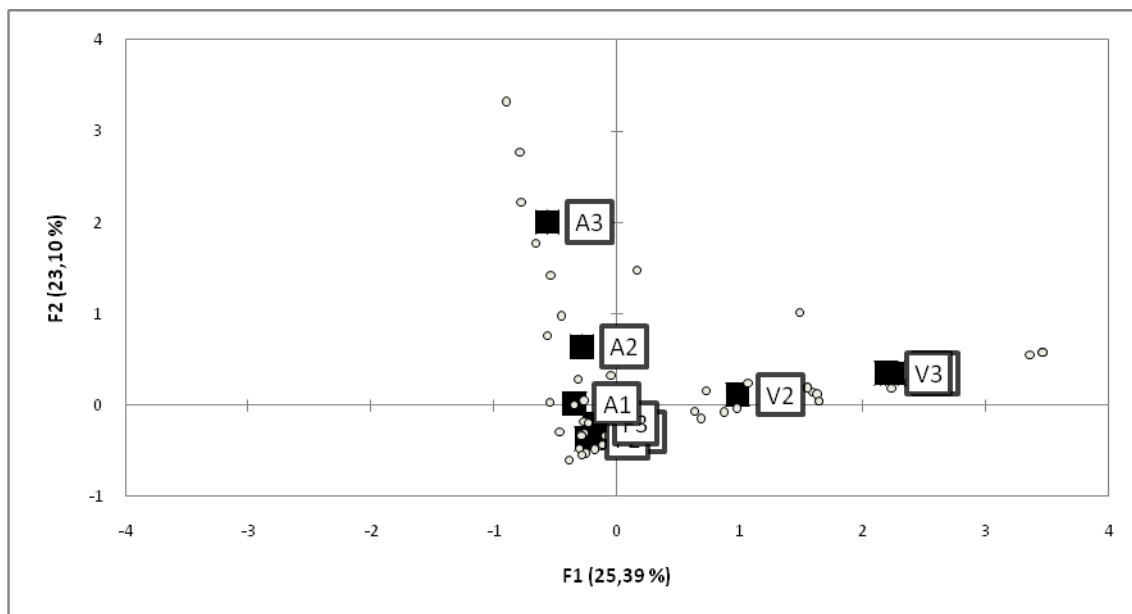


Figura 10. Análise de Correspondência do ponto F. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, , F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2 e V3 = vegetação marginal 3). “●” representam os táxons amostrados.

A ordenação obtida pela CA do ponto G foi influenciada principalmente pelos substratos folhiço 1, folhiço 3 e areia 3 e pelos táxons *Chironomidae* sp1, *Lopescladius* sp. e *Oligochaeta*. O eixo F1 é representado principalmente pelo táxon *Lopescladius* sp. e pelos substratos areia 2 e areia 3. O eixo F2 é representado principalmente pelos táxons *Simulium* sp., *Cricotopus* sp. e *Oecetis* sp. e pelo substrato rocha de corredeira 1 (Fig.11).

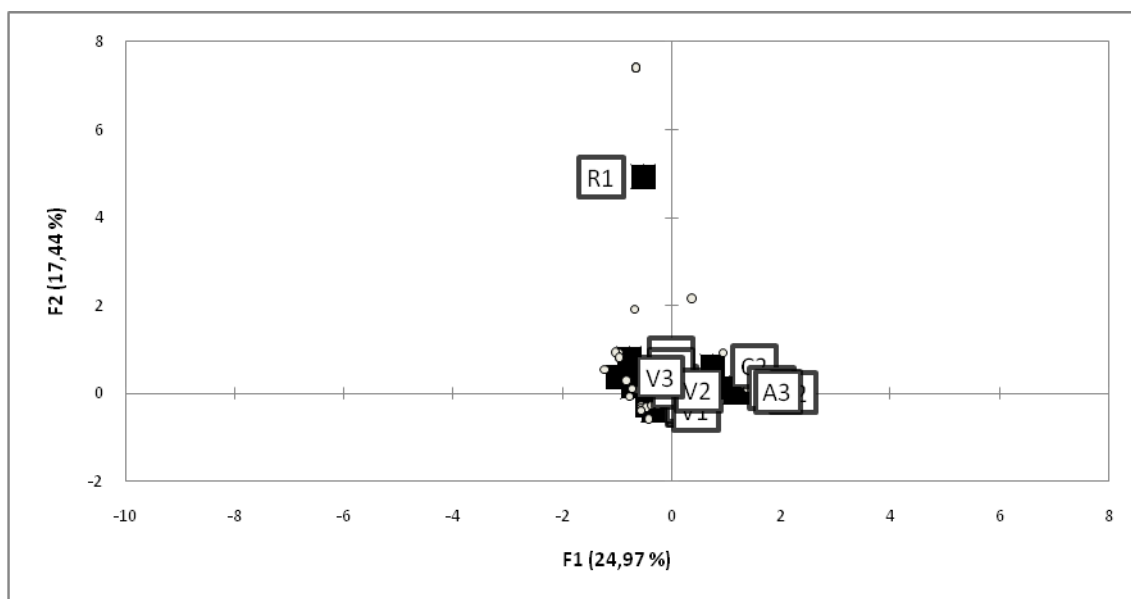


Figura 11. Análise de Correspondência do ponto G. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, F1 = folhiço1, F2 = folhiço 2, F3 = folhiço 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2, V3 = vegetação marginal 3, R1 = rocha de corredeira 1, R2 = rocha de corredeira 2 e R3 = Rocha de corredeira 3). “●” representam os táxons amostrados.

A ordenação obtida pela CA do ponto H foi influenciada principalmente pelos substratos areia 3, e vegetação marginal 2 e pelos táxons Chironomidae sp1 e *Lopescladius* sp.. O eixo F1 é representado principalmente pelos táxons *Americabaetis* sp., *Lopescladius* sp., Chironomidae sp1 e *Simullium* sp., e pelos substratos vegetação marginal 2, vegetação marginal 3 e areia 3. O eixo F2 é representado principalmente pelos táxons *Rhagovelia* sp. e *Elasmothermis* sp. e pelo substrato vegetação marginal 3 (Fig.12).

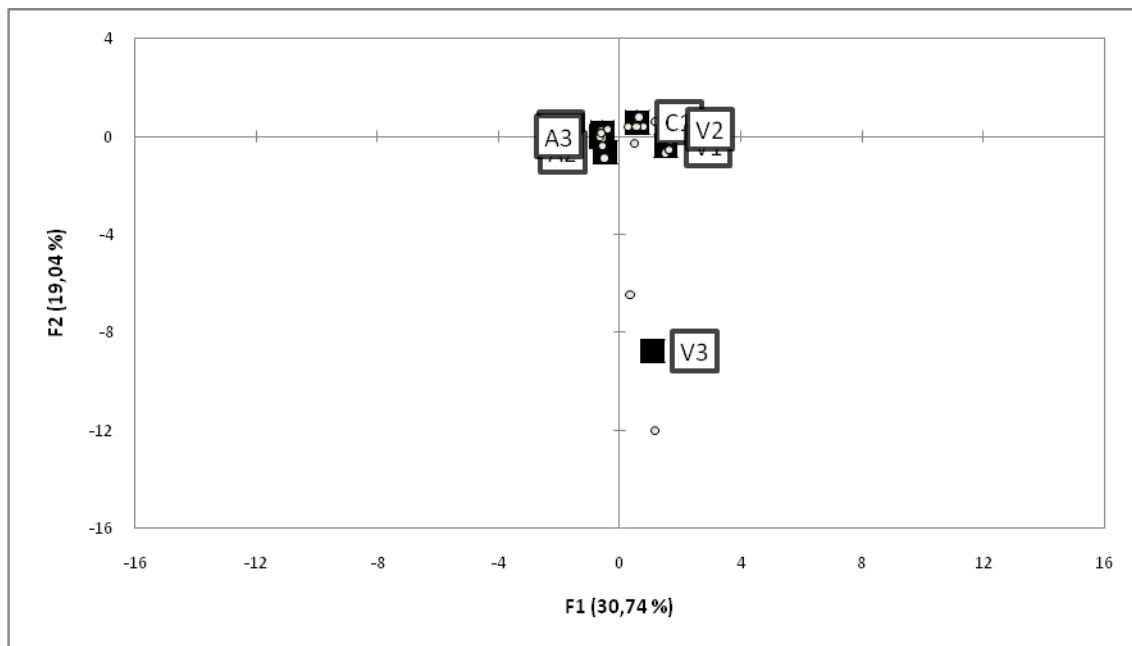


Figura 12. Análise de Correspondência do ponto H. Primeiro e segundo eixos das amostras de substratos coletados no rio Sambaqui. “■” representam os substratos amostrados (A1 = areia 1, A2 = areia 2, A3 = areia 3, C1 = cascalho 1, C2 = cascalho 2, C3 = cascalho 3, V1 = vegetação marginal 1, V2 = vegetação marginal 2 e V3 = vegetação marginal 3). “●” representam os táxons amostrados.

Índices Bióticos

O número de famílias foi decrescente ao longo do curso de rio analisado (Tabela 8). Foram registradas 48 famílias para o ponto B, 44 para o ponto A, 43 para o ponto C, 36 para o ponto E, 30 para o ponto D, 28 para o ponto F, 27 para o ponto G e 24 para o ponto H (Tabela 8). A ocorrência do número de famílias é diferente estatisticamente entre os pontos ($p < 0,05$), sendo que o ponto B difere da média do número de famílias encontrada.

O ponto A apresentou maior abundância de Leptohyphidae com 26,94% do total de famílias registradas nesta estação amostral, seguida da família Chironomidae (25,13%) e da família Baetidae (15,72%). O ponto B e o ponto C apresentaram maior abundância de Leptohyphidae (60,14% e 39,75%, respectivamente), seguido de Chironomidae (17,22% e 26,28%) e Elmidae (9,20% e 10,48%). O ponto D apresentou maior abundância da família Chironomidae (37,74%), seguida de Baetidae (23,93%) e Leptohyphidae (15,00%). No ponto E houve uma maior abundância de Chironomidae (58,90%), seguido de Leptohyphidae (10,24%) e Baetidae (9,77%). Com relação ao ponto F, a maior abundância foi da família Chironomidae (61,04%), seguida de Oligochaeta (7,64%) e Leptohyphidae (6,50%). O ponto G apresentou maior abundância de Chironomidae (67,74%) seguida de Elmidae (11,59%) e Oligochaeta (10,89%). Assim como demais pontos mais a jusante, o ponto H apresentou maior abundância de Chironomidae (68,10%), entretanto, a segunda maior abundância foi de Baetidae (11,45%) seguida de Simuliidae (6,54%) (Tabela 8).

Tabela 8. Porcentagem das famílias encontradas nos oito pontos de coleta ao longo do Rio Sambaqui, PR (A= ponto A, B= ponto B, C= ponto C, D= ponto D, E= ponto E, F= ponto F, G= ponto G e H= ponto H). Em negrito, as maiores abundâncias em cada ponto.

Táxon	A	B	C	D	E	F	G	H
Oligochaeta	2,7	0,3	1,3	2,9	5,5	7,6	10,9	0,4
Bivalvia	-	-	-	-	0,3	1,5	0,4	-
Gastropoda								
Planorbidae	-	0,2	-	-	-	0,2	-	-
Lymnaeidae	-	0,1	-	-	-	0,1	0,1	-
Acari								
Hydracarina	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,3	0,8
Decapoda								
Aeglidae	0,7	-	-	-	-	-	-	-
Atylidae	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Palaemonidae	0,2	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	-	0,2	-	-	-	-	-	-
Collembola	0,1	-	-	0,2	-	0,3	-	-
Ephemeroptera								
Baetidae	15,7	2,9	8,4	23,9	9,8	4,0	0,4	11,5
Caenidae	-	-	-	-	-	1,9	0,1	-
Leptohyphidae	26,9	60,1	39,8	15,0	10,2	6,5	-	1,6

Tabela 8 (Continuação).

Táxon	A	B	C	D	E	F	G	H
Leptophlebiidae	2,5	2,7	2,8	1,7	0,1	0,1	-	0,2
Odonata								
Calopterygidae	0,3	0,1	0,3	-	0,4	0,2	-	1,2
Coenagrionidae	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,9	-	0,4
Corduliidae	-	-	-	-	-	0,3	-	-
Megapodagrionidae	0,2	0,1	0,3	-	0,1	0,1	-	-
Perilestidae	-	-	-	0,4	-	-	-	-
Gomphidae	0,7	0,3	0,5	0,5	0,7	5,5	0,1	-
Libellulidae	0,5	0,1	0,3	-	0,2	1,7	0,1	0,2
Plecoptera								
Gripopterygidae	0,1	-	-	0,1	0,1	-	-	0,2
Perlidae	0,3	0,1	0,3	0,2	0,1	-	-	-
Hemiptera								
Mesovellidae	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Vellidae	2,9	0,4	0,3	0,5	0,3	0,9	-	0,4
Naucoridae	0,3	0,4	0,2	0,5	-	-	0,6	0,4
Notonectidae	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera sp1	0,1	-	0,1	0,1	-	0,1	-	-
Hemiptera sp2	0,2	-	-	-	-	-	-	-
Coleoptera								
Dysticidae	-	-	-	-	-	-	0,1	-
Elmidae	9,8	9,2	10,5	5,6	6,1	1,7	11,6	3,3
Hydraenidae	-	-	-	-	-	-	0,3	-
Hydrophilidae	-	-	-	0,1	-	-	0,3	-
Limnichidae	-	-	-	-	-	-	-	0,4
Lutrochidae	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	-
Psephenidae	0,1	-	0,4	0,6	0,1	-	0,6	0,2
Ptylodactilidae	-	-	-	-	-	-	0,4	-
Staphilinidae	0,5	1,1	0,1	3,9	-	-	0,6	0,4
Megaloptera								
Corydalidae	-	-	-	0,2	-	-	-	-
Trichoptera								
Calamoceratidae	0,5	0,9	0,1	0,7	-	0,4	0,1	0,2
Glossosomatidae	0,5	-	0,6	-	-	-	-	-
Helycopsichidae	-	-	-	-	-	0,2	-	-
Hydrobiosidae	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	0,3	0,3	0,5	-	0,5	-	0,6	0,2
Hydroptilidae	0,3	0,2	3,3	-	0,3	-	0,1	-
Leptoceridae	1,4	0,7	0,6	1,0	0,7	0,5	0,3	1,0
Philopotamidae	-	0,3	0,4	-	0,2	-	-	-
Polycentropodidae	-	-	-	-	0,1	0,1	-	-

Tabela 8 (Continuação).

Táxon	A	B	C	D	E	F	G	H
Diptera								
Ceratopogonidae	-	-	0,1	-	0,2	0,3	-	0,2
Chironomidae	25,1	17,2	26,3	37,7	58,9	61,0	67,7	68,1
Culicidae	-	-	-	-	-	-	0,3	-
Dixidae	2,9	-	-	-	-	-	-	-
Empididae	0,1	-	0,1	0,1	0,2	0,5	-	0,2
Simuliidae	0,3	0,2	0,2	1,6	0,5	-	0,1	6,5
Stratiomyidae	-	-	-	0,2	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	0,1	-	-
Tipulidae	-	-	0,1	0,5	-	-	0,1	0,4
Lepidoptera	-	-	0,1	0,2	0,2	0,1	0,3	-
Outros	3,0	1,3	1,4	1,1	3,5	3,0	3,2	1,5

Dentre os três índices utilizados, os mais criteriosos foram o BMWP' e o EPT, os quais apresentaram qualidade da água melhores para os pontos mais a montante quando comparado aos pontos mais a jusante.

Segundo a pontuação obtida para o índice BMWP', os pontos A, B, C e E apresentaram qualidade de água "ótima", que representa águas prístinas – muito limpas. Os pontos D, F e H apresentaram qualidade da água "boa", que caracteriza águas não poluídas, sistema perceptivelmente não alterado. O ponto G foi o único a apresentar qualidade da água "aceitável", ou seja, apresenta evidentes efeitos moderados de poluição (Tabela 9).

Ao analisar as famílias registradas pelo índice BMWP', é possível observar uma diminuição no número de famílias mais sensíveis, ou seja, as que apresentam maiores pontuações, do ponto A em direção ao ponto H.

O índice BMWP'-ASPT por outro lado avaliou de forma mais homogênea as estações amostrais (Tabela 9), pontuando todos os pontos com qualidade da água "Duvidosa".

O terceiro índice, EPT, da mesma forma que o BMWP', foi mais criterioso em sua classificação. De acordo com este índice, apenas os pontos B e C apresentaram qualidade da água "Boa", os pontos A e D tiveram suas

águas classificadas com qualidade “Regular”, por fim, os pontos mais a jusante: E, F, G e H apresentaram qualidade da água “Ruim” (Tabela 9).

Tabela 9. Valores e pontuações obtidos para os três índices bióticos aplicados nos oito pontos amostrais e respectivas classificações da qualidade da água do rio Sambaqui, Morretes, PR.

	BMWP'		BMWP'-ASPT		EPT	
Ponto A	210	Ótima	5,7	Duvidosa	48,76%	Regular
Ponto B	208	Ótima	5,9	Duvidosa	68,42%	Boa
Ponto C	205	Ótima	5,0	Duvidosa	56,91%	Boa
Ponto D	121	Boa	5,5	Duvidosa	42,74%	Regular
Ponto E	174	Ótima	5,8	Duvidosa	22,22%	Ruim
Ponto F	145	Boa	5,8	Duvidosa	13,64%	Ruim
Ponto G	95	Aceitável	5,0	Duvidosa	1,68%	Ruim
Ponto H	120	Boa	5,5	Duvidosa	14,93%	Ruim

Analisando a similaridade entre os pontos através da padronização das categorias diagnósticas dos escores dos índices bióticos, observou-se uma separação dos pontos mais a montante do rio dos pontos mais a jusante do rio (Fig.13). Além disso, verificou-se uma alta similaridade entre os pontos C e B e os pontos H, F e G (Fig. 13).

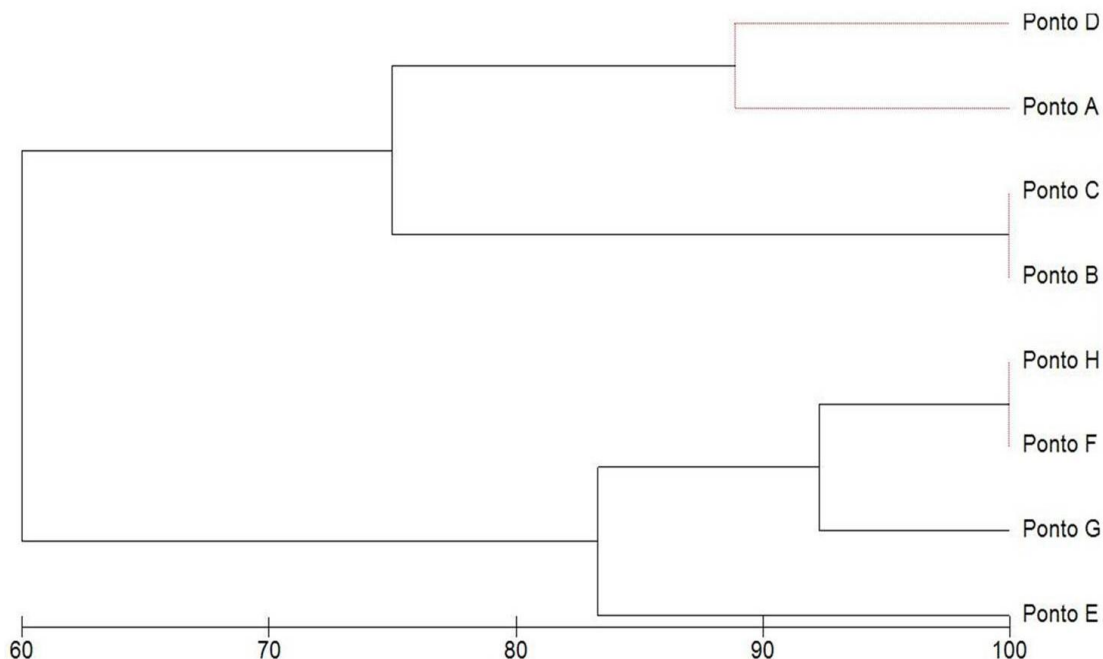


Figura 13. Dendrograma de Similaridade (Bray-Curtis) das estações amostrais através dos escores padronizados dos índices bióticos no rio Sambaqui, PR.

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram que a estrutura dos macroinvertebrados no rio Sambaqui se caracteriza por apresentar maiores riquezas e diversidades nos pontos mais a montante do rio, com exceção do ponto B, o qual apresentou uma baixa diversidade possivelmente relacionada com a alta abundância do táxon *Traverhyphes* sp., enquanto que as estações amostrais mais a jusante apresentam menores riquezas e diversidades. O substrato vegetação marginal foi o que apresentou maiores diversidades e riquezas, ambas no ponto A, enquanto que o substrato areia apresentou a menor diversidade (Ponto H) e uma das menores riquezas (Ponto G). Foi observado que determinados táxons apresentam preferência por um substrato, demonstrando uma especificidade em relação aos microhábitats que ocupam. Tal fato foi evidenciado através das ordenações obtidas nas análises de correspondência em cada ponto. Com relação aos índices bióticos, pode-se observar que dentre os três índices utilizados, os mais criteriosos foram o BMWP' e o EPT. Através do dendrograma obtido pela similaridade entre os

pontos através dos índices bióticos padronizados, foi possível verificar uma separação dos pontos mais a montante do rio (áreas mais preservadas com pouca ocupação no entorno) dos pontos mais a jusante (com maiores evidências de ações antrópicas).

O Rio Sambaqui, assim como a maioria dos rios e riachos litorâneos, apresentou uma alta riqueza de táxons nas estações amostrais mais próximas às nascentes, sendo que, na medida em que o grau de interferência humana aumenta, (do ponto A para o ponto H), ocorre uma diminuição destes valores. A variação encontrada (de 2,6 vezes entre o menor valor de riqueza e o maior valor) se aproxima da proporção encontrada por Nessimian *et al.* (2008), de 1,4 vezes entre os valores de riqueza em rios da Amazônia Central. Entretanto é menor quando comparada a outros trabalhos como de Figueroa *et al.* (2003), o qual registrou uma variação de 8,6 vezes no rio Damas no Chile, assim como outros trabalhos realizados em rios litorâneos como de Baptista *et al.* (2001a) que registraram uma razão de 7,7 vezes no rio Macaé no Rio de Janeiro e Buss *et al.* (2004) que encontraram 14 vezes em rios tributários do rio Guarapimirim, também no Rio do Janeiro.

As diferenças encontradas entre as riquezas de cada ponto, assim como, os maiores valores de riquezas nos pontos A, B, C e E, e a diminuição dos valores nos pontos F, G e H, podem estar relacionadas às diferentes condições apresentadas nestas áreas. Possivelmente, as plantações encontradas nas proximidades dos pontos F, G e H e o maior grau de interferência humana ocasionada pela proximidade com a vila de moradores, influenciaram na maior erosão nestes pontos e conseqüentemente no aumento de areia no leito do rio, determinando as baixas riquezas encontradas nestas estações, diferindo das estações mais a montante que apresentam melhores condições. As sedimentações encontradas nestas áreas ocasionam: aumento na turbidez, decréscimo da produção primária, causando um efeito “bottom-up” na cadeia alimentar pela falta de alimento, além de prejudicar a respiração branquial em alguns insetos (Allan, 2004). Além disso, a remoção da vegetação marginal ocasiona a diminuição do sombreamento influenciando no aumento da temperatura, penetração de luz, crescimento de plantas, decréscimo da estabilidade da margem e prejudica a retenção de nutrientes e contaminantes

(Allan, 2004). De maneira geral, alterações na mata ripária, levam a alterações drásticas na biota aquática, ocasionando mudanças no habitat físico, hidrologia e na qualidade da água, causando diminuição da diversidade do rio (Nessimian *et al.*, 2008; Mesa 2010).

As diferenças encontradas entre as diversidades dos pontos A, C, D e E com relação ao ponto H e as do ponto C com o ponto G, demonstram uma separação dos pontos mais a montante em relação aos pontos G e H. Tais diferenças estão relacionadas principalmente ao decréscimo da proporção de *Traverhyphes* sp. e ao aumento dos táxons Chironominae sp1, *Lopescladius* sp. e principalmente Oligochaeta nas áreas mais degradadas do rio. Oliveira (2009) ao estudar a comunidade de macroinvertebrados em rios localizados no município de Botucatu, SP, verificou a ocorrência do gênero *Traverhyphes* em trechos com melhores condições ambientais com correnteza forte e leito rochoso, entretanto também foi registrado em estações mais degradadas. A dominância de Chironominae sp1 (Chironomidae) em trechos impactados, concorda com estudo realizado em outra área na Mata Atlântica, o qual registrou 97% de dominância desta família em áreas degradadas (Buss *et al.*, 2002). Além disso, o aumento da abundância de Chironomidae e Oligochaeta é compatível com estudos como de Amorin & Castillo (2009) no rio Perequê, São Paulo, que registraram uma dominância destes táxons em áreas ricas em detritos e material em decomposição, e Mesa (2010) nos Andes, que observou uma dominância destes táxons em áreas degradadas (71% dos táxons), sendo considerados tolerantes e típicos de ambientes impactados.

A separação dos substratos nas ordenações obtidas pelas Análises de Correspondência (CA) em diferentes estações amostrais demonstrou uma adaptação dos táxons encontrados com substratos específicos. Tais resultados corroboram outros estudos que encontraram uma maior relação entre os substratos, independente da estação amostral (Angradi, 1996; Buss *et al.*, 2004). De acordo com Gurtz & Wallace (1984), o tipo de substrato é um fator importante para determinar as respostas dos táxons frente a um distúrbio, pois os seus efeitos são relacionados com a estabilidade do substrato e o natural regime de distúrbios da região (magnitude, frequência, duração, etc.).

As maiores diversidades encontradas no substrato vegetação marginal podem estar relacionadas com a oferta de refúgio, em situações de grande correnteza, além de oferecer uma diversidade de condições para os indivíduos (Callisto *et al.*, 2001). Assim, a preferência de táxons pertencentes à família Baetidae pela vegetação marginal seria devida as suas adaptações morfológicas, como sua forma comprida e garras tarsais apicalmente afiladas, as quais se adequam perfeitamente a este tipo de substrato, que os impede de serem carregados em maiores correntezas (Ribeiro & Uieda, 2005).

A preferência por folhiço pode estar relacionada à alta disponibilidade de alimento e abrigo que este substrato oferece (Richardson, 1992), favorecendo uma alta abundância e diversidade de indivíduos, como registrado por Buss *et al.* (2004) e Passos *et al.* (2003) em rios da Mata Atlântica. Entretanto, no presente estudo este substrato apresentou uma baixa diversidade, possivelmente pelas altas densidades de *Traverhyphes* sp., o qual demonstrou ter preferência por este tipo de substrato. A preferência por folhiço de táxons como: *Farrodes* sp. (Ephemeroptera, Leptophlebiidae), *Phylloicus* sp., *Nectopsyche* sp., Oligochaeta, e Tanypodinae também foram registradas por Silveira *et al.* (2006) em rios da Mata Atlântica.

As ordenações obtidas pelas Análises de Correspondência (CA) demonstram ainda uma aproximação entre os substratos areia e cascalho, mesmo ocorrendo preferência de diferentes táxons por cada substrato. Ambos os substratos estão sujeitos a grandes distúrbios causados pela velocidade da correnteza, com isso apresentam grande instabilidade e pouca quantidade de matéria orgânica (Hawkins, 1984; Baptista *et al.*, 2001a; Fidelis *et al.*, 2008), desta forma é esperado que a fauna associada a estes substratos seja parecida. Buss *et al.* (2004) também registraram a preferência de *Limnocoris* sp., *Progomphus* sp. e *Helicopsyche* sp. em substrato similar em um rio da Mata Atlântica.

A predominância de táxons filtradores como *Baetodes* sp., *Camelobaetidius* sp., *Corydalus* sp. e *Simulium* sp. em rocha de corredeira, possivelmente está relacionada à velocidade da corredeira, pois um maior fluxo da água, além de aumentar a concentração de oxigênio dissolvido, pode

transportar número elevado de nutrientes em determinado período. A preferência de taxa pertencentes à ordem Plecoptera (*Paragripopteryx* sp. e *Anacroneuria* sp.) por este substrato não confirma outros estudos como de Fidelis *et al.* (2008), em rios de pequena ordem na Amazônia Central, e estudos realizados na Mata Atlântica como os de Silveira *et al.* (2006) e Baptista *et al.* (2001a), os quais registraram uma maior frequência destas espécies em folhiço.

A diminuição da ocorrência de famílias mais sensíveis a poluição (Leptophlebiidae, Perlidae, Leptoceridae, entre outros) do ponto A para o ponto H, assim como o aumento da abundância de espécies mais resistentes (principalmente Chironomidae e Oligochaeta) a jusante, influenciou nos escores obtidos pelos índices bióticos. O decréscimo de famílias mais sensíveis ao longo do rio, assim como o aumento das famílias mais resistentes, também foi registrado por Baldan (2006) no rio do Pinto, Paraná. A mesma autora observou, assim como no presente trabalho, um grande número de famílias de macroinvertebrados com pontuação inferior a 7 nos pontos menos alterados, justificando que organismos com baixa sensibilidade encontram-se também em ambientes íntegros. Para a autora, a alta frequência desses grupos é favorecida pela presença de trechos de remanso com pacotes de folhas em decomposição caracterizados pela baixa concentração de oxigênio dissolvido e acúmulo de matéria orgânica. Boa parte das famílias que recebem pontuações entre 7 e 10 são características de ambientes de corredeiras e, portanto, necessitam de níveis de oxigenação elevados na água (Baldan, 2006).

Em estudo realizado na Eslováquia, Pastuchova (2006) observou que o aumento da temperatura, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e diminuição na vazão acarretam o decréscimo do número de invertebrados sensíveis a poluição, levando por sua vez, aos baixos escores de índices bióticos.

Dentre os índices bióticos utilizados, o índice EPT foi o que se aproximou mais do esperado, apresentando um decréscimo longitudinal na qualidade da água. Plecoptera, bem como Ephemeroptera e Trichoptera, são considerados grupos bastante sensíveis e amplamente utilizados na avaliação

da qualidade d'água (Czerniawska-Kusza, 2005). De acordo com Segnini (2003) o uso do índice BMWP'-ASPT é recomendado pela Associação Espanhola de Limnologia devido a sua sensibilidade, precisão e eficiência. No entanto, este índice apresentou classificações iguais para todos os pontos estudados, possivelmente pelas altas abundâncias do táxon *Traverhyphes* sp., um táxon com médio grau de sensibilidade a poluição, encontradas nos pontos mais preservados. Gonçalves e Menezes (submetido à Biota Neotróica) encontraram que os índices EPT e BMWP'-ASPT foram os mais criteriosos para os macroinvertebrados do rio do Pinto.

Não há, no entanto, muitos estudos no sentido de qual destes índices é o mais adequado a nossa realidade, embora esse tipo de estudo seja amplamente realizado em outros países (Guerreiro-Bolaño *et al.* 2003). Uma alternativa utilizada em determinados países é a adaptação do índice BMWP de acordo com os conhecimentos taxonômicos e ecológicos locais. Roldán-Pérez (1993) propõe a utilização do índice BMWPA na Colômbia, baseado em estudos realizados na região de Antioquia a partir da década de 80. Através do índice EPT e do BMWPA, Giacometti & Bersosa (2006) estudou a qualidade de água do rio Alambi, Equador, encontrando para este rio qualidade da água boa sendo confirmada pelas análises físico-química. Apesar dos escores obtidos pelo índice BMWP' tenham demonstrado uma melhor qualidade de água para os pontos próximos a nascente do rio Sambaqui e uma pior qualidade para os pontos impactados, este estudo pode trazer informações importantes para a adaptação deste índice para a região.

Desta forma a utilização de índices bióticos deve ser feita com cautela, pois somente com um bom conhecimento das espécies, atividades existentes e possíveis impactos que ocorrem na região, se poderá selecionar a ferramenta de monitoramento que será empregada. Monteiro *et al.* (2008), destacam que são necessárias modificações regionais nos índices bióticos, a fim de retratar os valores bióticos a condições locais/regionais, uma vez que os processos de alterações ambientais são reflexos do histórico de ocupação humana nessas bacias hidrográficas.

O fato de haver uma diferença entre as estações amostrais, assim como entre os microhábitats, no Rio Sambaqui concorda com outros estudos como de Pastuchova (2006), evidenciando que os macroinvertebrados respondem não somente as variações naturais encontradas ao longo do gradiente longitudinal do ambiente, mas também ao gradiente de poluição orgânica nesta área.

5. CONCLUSÃO

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos do rio Sambaqui apresenta padrões semelhantes a outros encontrados em rios e riachos na Mata Atlântica, ocorrendo uma diminuição de táxons ao longo do rio. A distribuição dos organismos no gradiente longitudinal é influenciada pelo grau de impacto que a estação amostral apresenta. Sendo que os táxons *Lospescladius* sp., Chironominae sp1 e Oligochaeta apresentam suas maiores abundâncias em áreas degradadas, enquanto que táxons mais sensíveis a perturbações como *Traverhyphes* sp. ocorreram preferencialmente em pontos mais próximos a nascente. Além disso, Oligochaeta apresentou uma alta abundância no ponto F, possivelmente favorecida pela criação de suínos encontrada na proximidade do ponto.

Verificou-se uma diferença entre a composição de táxons em relação aos substratos e uma preferência de determinados grupos a um substrato específico. Sendo que o substrato vegetação marginal comporta uma maior riqueza e diversidade de indivíduos, enquanto que o substrato areia comporta a menor diversidade e uma das menores riquezas.

Pode-se observar que dentre os três índices utilizados, o que foi mais criterioso foi o índice EPT. Quanto á similaridade entre os pontos amostrais, verifica-se uma clara separação dos pontos mais preservados (com pouca ocupação no entorno) dos trechos mais impactados (com maiores evidências de ações antrópicas).

6. REFERÊNCIAS

- Alba-Tecedor, J. & Sanchez-Órtega, A. 1988. Um método rápido y simples para evaluar La calidad biológica de las águas corrientes basado em El de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-58.
- Alba – Tecedor, J. (1996), Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. In-IX *Simpósio del Agua en Andalucia (SIAGA)*, Almeria, pp. 203-213
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M. & Gomes, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 70-78.
- Allan, J. D., 1995. *Stream Ecology structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 35: 257-284.
- Amorin, A. C. F & Castillo, A. R. 2009. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade de água do baixo rio Perequê, Cubatão, São Paulo. *Biodiversidade Pampeana* 7(1):16-22.
- Angradi, T. R., 1996. Inter-habitat variation in benthic community structure, function, and organic matter storage in 3 Appalachian headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 42-63.
- Angrisano, E. B., 1995. Insecta Trichoptera. In: Lopretto, E. C. & G. Tell (eds), *Ecosistemas de Agua Continentales. Metodologias para su Estudio* (vol III). Edicionnes Sur, La Plata: 1199-1237.
- Aranha, J. M. R. 2000. *A influência da instabilidade ambiental na composição e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos*. Tese (Doutorado em Ciências – Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 130 p.
- Armitage, P. D.; Moss, D.; Wright, J. F.; Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Baldan, L. T. 2006. *Composição e diversidade da taxocenose de macroinvertebrados bentônicos e sua utilização na qualidade de água no Rio do Pinto, Morretes, Paraná, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 83 p.
- Baptista, D. F., Dorvillé, L. F. M., Buss, D. F., Nessimian, J. L. & L. H. J. Soares, 1998. Distribuição de Comunidade de Insetos Aquáticos no Gradiente Longitudinal de uma Bacia Fluvial no Sudeste Brasileiro. Em Nessimian J. L. & A. L. Carvalho (eds), *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Series Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, Brasil: PPGE-UFRJ. 5: 191-207.

Baptista, D. F., Dorvillé, L. F. M., Buss, D. F. & J. L. Nessimian, 2001a. Diversity and Habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 249-258.

Baptista, D. F., Dorvillé, L. F. M., Buss, D. F. & J. L. Nessimian, 2001b. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 295-304.

Baptista, D. F.; Buss, D. F.; Egler, M. ; Giovanelli, A.; Silveira, M. P.; Nessimian, J. L. 2007. A multimetric index base on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro state, Brazil. *Hydrobiologia (The Hague)*, 575: 83-94.

Baptista, D. F. 2008. Uso de Macroinvertebrados em Procedimentos de Biomonitoramento em Ecossistemas Aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 355-381.

Barbosa, D. S. & Espíndola E. L. G. 2003. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. pp.15 – 22. In: Brigate, J. & Espíndola E. L. G. *Limnologia Fluvial: Um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. Editora Rima, São Carlos, 278p.

Bispo, P. C. & L. G. Oliveira, 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córrego de cerrado do parque ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. *Oecologia brasiliensis* 5: 175-189.

Buffagni, A., Crosa, G. Harper, D. M. & J. L. Kemp, 2000. Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy). *Hydrobiologia* 435: 213-225.

Buss, D. F., Baptista, D. F., Silveira, M. P., Nessimian, J. L. & L. F. M. Dorvillé, 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481: 125-136.

Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Nessimian, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública (FIOCRUZ)*, 19(2): 465-473.

Buss, D. F., Baptista, D. F., Nessimian, J. L. & M. Egler, 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* 518:179-188.

Callisto, M; Esteves, F. A. 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Díptera) em dois Igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita: 299-309. In Nessimian

J. L.; Carvalho, A. L. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Series Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, Brasil: PPGE-UFRJ. 5; 1 – 309.

Callisto, M., Moreno, P. & F. Barbosa, 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61: 259-266.

Callisto, M.; Goulart, M.; Medeiros, A. O.; Moreno, P.; Rosa, C. A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 743-755.

Carrera, C. & Fierro, K. (2001), *Manual de Monitoreo: los Macroinvertebrados Acuáticos como Indicadores de la Calidad Del Agua*. EcoCiência, Quito.

Castro, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. pp. 139-155. In Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. *Ecologia de Peixes e Riachos*. Série Oecologia Brasiliensis, vol VI, PPGE – UFRJ, Rio de Janeiro.

Costa, J. M., De Souza, L. O. I. & B. B. Oldrini, 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional* 99: 1-44.

Crisci-Bispo, V.L., Bispo, P.C. & Froehlich, C.G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Forest streams, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24(2):312-318.

Czerniawska-Kusza, I. (2005), Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment, *Limnologica*, 35, 169-176

Da-Silva, E. R.; Salles, F. F.; Nessimian, J. L.; Coelho, L. B. N. 2003. A identificação das famílias de Ephemeroptera (Insecta) ocorrentes no estado do Rio de Janeiro: Chave pictórica para as ninfas. *Boletim do Museu Nacional*, 508:1-6.

Domínguez, E., Hubbard, M. D. & M. L. Pescador, 1994. Los Ephemeroptera en Argentina. *Fauna de Agua Dulce de la Republica Argentina*. Mus la Plata 33: 1-142.

Esteves, K. E. & Aranha, J. M. R. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos pp. 157-182. In Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. *Ecologia de Peixes e Riachos*. Série Oecologia Brasiliensis, vol VI, PPGE – UFRJ, Rio de Janeiro.

Fidelis, L., Nessimian, J. L. & N. Hamada, 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 38: 127-134.

Figuerola, R.; Valdovinos, C.; Araya, E.; Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 275 – 285.

Freire, M. M.; Santos, V. G.; Ginuino, I. S. F. & Linde, A. R. 2008. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 347-354.

Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2010. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2008-2010: Relatório parcial*. São Paulo p.60. Acessado em 05 de abril de 2011. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas%20mata%20atlantica-relatorio2008-2010.pdf.

Guerrero-Bolaño, F.; Manjarrés-Hernández, A. & Núñez-Padilla, N. 2003. Los macroinvertebrados bentónicos de pozo azul (cuenca del Río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana* 8(2): 43-55.

Ghetti, P. F., 1997. Índice Biótico Esteso (I.B.E). *I Macroinvertebrati nel Controllo della Qualità degli Ambienti di Acque Correnti*. Provincia Autonoma di Trento.

Giacometti, J. C. V. & F. V. Bersosa. 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico* 6, Serie Zoológica 2: 17-32.

Gonçalves, F.B. & M. Aranha. 2004. Spatial occupation and spatio-temporal by benthic macroinvertebrates in Ribeirão river, Paranaguá, PR (Brazil). *Acta Biologica Paranaense* 33: 181-191.

Gonçalves, F.B. & M, S, Menezes. *A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil*. Trabalho não publicado.

Gotelli, N.J. & G.L. Entsminger. 2011. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. Acessado em 26 de abril de 2011. Disponível em: <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>.

Goulart, M. D. C. & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramentas em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*, ano 2, 1: 152-164.

Gurtz, M.E. & Wallace, J. B. 1984. Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology*, 65:1556-1569.

Hawkins, C. P. 1984 Substrate associations and longitudinal distributions in species of Ephemerellidae (Ephemeroptera: Insecta) from western Oregon. *Freshwater Invertebrates Biology* 3: 181-188.

Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology*, 20:31-39.

Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1): 65-68.

IAP (Instituto Ambiental do Paraná). Acessado em 05 de abril de 2011. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br>.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). IBGE Cidades. Acessado em 04 de janeiro de 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat>.

Junqueira, V. M.; Campos, S. C. M. 1998. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 10(2): 125-135.

Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.

Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.

Lake, P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* -19(4):573-592.

Loyola, R. G. N. 1994. *Contribuição ao Estudo dos Macroinvertebrados Bentônicos em Afluentes da Margem Esquerda do Reservatório de Itaipu*. Tese de Doutorado Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Loyola, R. G. N. (2000), Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In- *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*. ACIESP, São Paulo, pp. 46-52.

Mandaville, S.M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. EPA, Washington, 48p.

Merrit, R. W. & K. W. Cummins, 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 3.ed. Kendall/Hunt, Dubuque.

Mesa, L. M. 2010. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andes streams. *Hydrobiologia* 641: 85-95.

Monteiro, R.; Oliveira, G. & Godoy, S. 2008. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP'- a bacia do rio Meia Ponto -GO . *Oecologia* 12(3): 553-563.

Mugnai, R. & Gatti, M. J. 2008. Infra-estrutura Básica de Suporte para o Estudo de Ecossistemas Aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* 12(3): 506-519

Mugnai, R., Nessimian, J. L. & D. F. Baptista. 2010. *Manual de identificação de Macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.

Nessimian, J. L., Venticinque, E. M., Zuanon, J., De-Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D. & L. Juen, 2008. Land use, habitat integrity, and

aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.

Oliveira, P. C. R. 2009. *Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e qualidade da água e do sedimento das bacias hidrográficas dos rios Lavapés, Capivara, Araquá e Pardo, município de Botucatu (SP) e região*. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia) Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Brasil. p 184.

Oliveira, L. G. & Froehlich, C. G., 1997, Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in South-eastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 9: 139-148.

Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. & L. F. M. Dorville. 2003. Distribuição espaço-temporal da comunidade de Elmidae (Coleoptera) em um rio na floresta da tijuca, Rio de Janeiro, RJ. *Boletim do Museu Nacional* 509: 1-9.

Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. & N. F. Junior, 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 51: 42-53.

Pastuchová, Z. (2006) Macroinvertebrate assemblages in conditions of lowdischarge streams of the Cerová vrchovina highland in Slovakia. *Limnologica*, 36, 241–250. Pes, A. M. O., Hamada, N. & J. L. Nessimian, 2005. Chave de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49: 181-204.

Rebouças, A. C. 1999. Água Doce no Mundo e no Brasil. pp 1 – 36. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (3ed). *Águas doces no Brasil: capital ecológica, uso e conservação*. Editora Escrituras, São Paulo., 706p.

Resh, V. H. & Jackson, J. K. (1993), Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In-*Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, ed. D.M. Rosenberg e V.H. Resh. Chapman & Hall, New York, pp. 195-233.

Ribeiro, L. O. & V. S. Uieda, 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 613-618.

Richardson, J.S. 1992. Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrates use of leaf accumulations in a montane stream. *Freshwater Biology* 27: 169 - 176.

Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993, *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.

Rocha, O. 2002. Perfil do conhecimento de biodiversidade em águas doces no Brasil. PP. 165-169. In: T.M. Lewinsohn & P. I. Prado. *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. Editora Contexto, São Paulo. 176p.

Roldán-Pérez, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de La calidad del agua. *La Revista de La Academica Colombiana de Ciencia* 23(88): 375-387.

Sabino, J. & Castro, R. M. C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica. *Revista Brasileira de Biologia*, 50 (1): 23-36.

Salles, F. F., Da-Silva, E. R., Serrao, J. E. & C. N. Francischetti. 2004. Baetidae (Ephemeroptera) na região sudeste do Brasil: novos registros e chave para os gêneros no estágio ninfal. *Neotropical Entomology* 33: 725-735.

Segnini, S. 2003. *El uso de los macroinvertebrados bentônicos como indicadores de La condición ecológica de los cuerpos de água corriente*. Ecotropicos 16(2): 45-63.

Silva, P. S. C. 2005. *Revisão dos principais índices bióticos utilizados em monitoramento ambiental através de macroinvertebrados bentônicos*. Monografia de conclusão de curso, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

Silveira, M. P. 2004. *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente.

Silveira, M. P.; Baptista, D. F.; Buss, D. F.; Nessimian, J. L.; Egler, M. 2005. Application of Biological Measures for Stream Integrity Assessment in South-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101: 117-128.

Silveira, M. P., Buss, D. F., Nessimian, J. L. & D. F. Baptista. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal Biology* 66: 623-632.

SUDERSHA (Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). 2007. *Publicações das Bacias Hidrográficas*. Acessado em 15 de agosto de 2010. Disponível em: <http://www.suderhsa.pr.gov.br>.

Taniguchi, H. & M. Tokeski, 2004. Effect of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology* 49: 1164 – 1178.

Ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. 1988. A Theory of Gradient Analysis. *Advances in Ecological Research* 18, 271–371.

Trivinho-Strixino, S. & G. Strixino. 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo – Guia de Identificação e Diagnose dos Gêneros*. Editora da Universidade de São Carlos. São Carlos.

Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M. & Rocha, O. 2006. Ecossistemas de águas interiores. pp 161 – 202. In: Rebouças, A. C.; Braga, B. & Tundisi, J. G. (3ed). *Águas doces no Brasil: capital ecológica, uso e conservação*. Editora Escrituras, São Paulo. 748p.

Uieda, V. S. & Castro, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: Caramaschil E P, Mazzoni R, Peres-Neto P R (eds.) *Ecologia de*

Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis, vol VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, p. 1-22.

Walley, W. J. e Hawkes, H. A. (1997), A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research*, 31, 201-210.

Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & D. Sear, 2003. Comparative biodiversity of river, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329 – 341.

Winget, R. N.; Magnun, F. A., 1979. Biotic Condition Index: Integrated Biological, Physical and Chemical Stream Parameters for Management. *US Forest Service*, Intermountain region, Provo, Utah.

Zar, J. H. 1999. *Bioestatistical analysis*, 4.ed. Prentice-Hall do Brasil Ltda. Rio de Janeiro.